



ENSP

ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion 2005

**Quels outils pour hiérarchiser les
actions en matière d'assainissement
pour reconquérir la salubrité
des eaux de l'Erdre ?**

Charline Dematteo

Lieu de stage : **Direction de
l'Assainissement de Nantes Métropole**
Réfèrent professionnel : **Florence BILLARD**
Réfèrent pédagogique : **Michèle LEGEAS**

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Mle Florence Billard, ingénieur au service Hydraulique Urbaine de la Direction de l'Assainissement de Nantes Métropole pour m'avoir permis de travailler sur ce sujet.

Je tiens à remercier Mme Michèle Legeas, référente pédagogique, pour avoir contribué à la définition de la problématique, et pour l'aide qu'elle m'a apportée tout au long de ce stage.

Je remercie particulièrement M. Noël Bourmaud, du service Hydraulique Urbaine, pour l'aide qu'il m'a apportée sur le logiciel Canoe et également Mme Pascale Deschamps pour toutes les informations qu'elle m'a fournies sur le réseau d'assainissement de Nantes Métropole.

Je remercie l'ensemble du personnel de la Direction de l'Assainissement de Nantes Métropole pour leur accueil chaleureux.

Je remercie toutes les personnes qui m'ont fourni les renseignements nécessaires à mon étude : M. Alcime Le Guennic et Mme Marie-Andrée Goraguer du service Santé Environnement de la DDASS de Loire Atlantique, Mle Sabrina Bretonnier de la Direction de l'Eau de Nantes Métropole, Mme Michelle Cormerais, directrice de l'EDEN, M. Jean-Noël Pradal du service Exploitation Equipement de la Direction de l'Assainissement, M. Gwenaël Ruban, chercheur au LCPC, M. Pierrick Boileve du SMN et M. Christian Royer de la DIREN des Pays de la Loire.

Je tiens également à remercier M. Marco Maglionico, ingénieur-chercheur dans le département «Constructions Hydrauliques » de la faculté d'ingénierie de Bologne pour les réponses qu'il a apportées à mes questions.

Enfin, merci à tous ceux qui m'ont apporté leur soutien et qui ont contribué, de près ou de loin, au bon déroulement de ce stage.

Sommaire

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE DES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE.....	3
1.1 Aspects réglementaires.....	3
1.2 Origines	4
1.2.1 Apport d'eaux de ruissellement	4
1.2.2 Apport d'eaux usées	5
1.3 La pollution liée aux rejets de temps de pluie	5
1.3.1 Paramètres utilisés	5
1.3.2 Caractérisation des eaux déversées	6
1.4 Effets environnementaux	10
1.4.1 Les effets immédiats	10
1.4.2 Les effets différés et les effets cumulatifs	11
1.5 Caractérisation des dangers	13
1.5.1 Micro-organismes pathogènes	13
1.5.2 Cyanobactéries	15
1.5.3 Polluants physico-chimiques.....	17
2 CHOIX DES INDICATEURS DE POLLUTION POUR LES REJETS EN ERDRE.....	19
2.1 Présentation de l'Erdre et de son bassin versant	19
2.1.1 Localisation	19
2.1.2 Morphologie et fonctionnement hydraulique	20
2.1.3 Qualité des eaux	20
2.1.4 Sources de dégradation de la qualité de l'eau	22
2.2 Le projet de prise d'eau de secours en Erdre	25
2.2.1 Aspects réglementaires	25
2.2.2 Contexte général de l'alimentation en eau potable de la communauté urbaine	26
2.2.3 Probabilité de devoir recourir à une ressource de secours	26
2.2.4 Choix de la ressource en Erdre	28
2.2.5 Capacité de traitement de l'eau de l'Erdre	28
2.2.6 Risques sanitaires potentiels	30
2.3 Les activités de loisirs	31
2.3.1 Description des activités	31
2.3.2 Aspects réglementaires	33
2.3.3 Risques sanitaires potentiels	34
2.4 Choix des indicateurs de pollution.....	35
2.4.1 Critères de sélection des indicateurs.....	36
2.4.2 Outils d'évaluation de la qualité des rejets	36
2.4.3 Proposition d'indicateurs	38
2.4.4 Moyens de détermination.....	39
3 CONSTRUCTION D'UNE METHODE DE HIERARCHISATION DES ACTIONS	42
3.1 Actions envisageables.....	42

3.1.1	Déversoirs d'orage	42
3.1.2	Postes de refoulement	43
3.1.3	Points de rejet d'eaux pluviales	43
3.2	Présentation de la démarche	44
3.3	Détermination des zones d'étude	46
3.3.1	Justification d'une approche « par zones »	46
3.3.2	Critères de choix pour la limite amont	46
3.3.3	Critères de choix pour la limite aval	46
3.4	Construction de l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries	46
3.4.1	Sélection des indicateurs	47
3.4.2	Construction de l'indice	48
3.5	Construction de l'indice de potentialité de survie des micro-organismes	49
3.5.1	Sélection des indicateurs	49
3.5.2	Construction de l'indice	51
3.6	Construction des indices de sensibilité vis-à-vis des usages	51
3.6.1	Construction de l'indice de présence de la future prise d'eau	51
3.6.2	Construction de l'indice de fréquentation des personnes pratiquant des activités nautiques	51
4	RESULTATS ET DISCUSSION	52
4.1.1	Résultats	52
4.1.2	Discussion	53
4.1.3	Adaptations envisageables	53
	CONCLUSION	54
	BIBLIOGRAPHIE	55
	GLOSSAIRE	60
	LISTE DES TABLEAUX	64
	LISTE DES FIGURES	65
	LISTE DES ANNEXES	I

Liste des sigles utilisés

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AELB : Agence de l'Eau Loire Bretagne
AERM : Agence de l'Eau Rhin-Meuse
AESN : Agence de l'Eau Seine Normandie
AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
AGHTM : Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux
Cd : cadmium
CEMAGREF : Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CGCT : code général des collectivités territoriales
CO₂ : dioxyde de carbone
COD : carbone organique dissous
CODB : carbone organique total
COT : carbone organique total
Cr : chrome
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
Cu : cuivre
DBO : demande biologique en oxygène
DBO₅ : demande biologique en oxygène à 5 jours
DCO : demande chimique en oxygène
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DGS : Direction Générale de la Santé
DIREN : Direction Régionale de l'Environnement
DMI : Dose Minimale Infectante
EDEN : Entente pour le Développement de l'Erdre Navigable
ENSP : Ecole Nationale de la Santé Publique
EH : Equivalent/Habitant
g./jour.hab : grammes par jour et par habitant
g/m².jour : grammes par mètre carré et par jour
GTCF : Germes Témoins de Contamination Fécale
h : heures
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
Ia : indice de fréquentation des pratiquants d'activités nautiques
Ib : indice d'activité biologique
IBGN : Indice Biologique Global Normalisé
Ic : indice de potentialité de développement des cyanobactéries
Idc : indice caractérisant le niveau de danger cyanobactéries
Idm : indice caractérisant le niveau de danger microbiologique
Ie : indice de présence de la future prise d'eau
Ieu : indice d'eutrophisation
IFEN : Institut Français de l'Environnement
Im : indicateur de rejet en micro-organismes
Imo : indice du mouvement de l'eau
INSPQ : Institut National de Santé Publique du Québec
Ip : indicateur de rejet en phosphore
Irc : indice caractérisant le niveau de risque cyanobactéries
Irm : indice caractérisant le niveau de risque microbiologique
Irs : indice caractérisant le niveau de risque sanitaire
Is : indice de potentialité de survie des micro-organismes

kg : kilogrammes
km : kilomètres
KMnO₄ : permanganate de potassium
L : litres
L/s : litres par seconde
LCPC : Laboratoire Central des Ponts et Chaussées
LPS : lipolysaccharides
m² : mètres carrés
m³ : mètres cubes
m³/s : mètres cubes par seconde
mg : milligrammes
mg/L : milligrammes par litre
mg P/L : milligrammes de phosphore par litre
mL : millilitres
mV : millivolts
MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable
MES : matières en suspension
µg/g : microgrammes par gramme
µg/L : microgrammes par litre
µm : micromètres
N : azote
N/P : rapport entre les matières azotées et les matières phosphorées
nb : nombre
nb/100mL : nombre pour 100 mL
NGL : azote global
NH₃ : ammoniac libre
NH₄⁺ : ions ammonium
NO₂ et **NO₃** : azote nitreux et nitrique
NTK : azote total Kjeldahl
O₂ : oxygène
OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ORS : Observatoire Régional de Santé
P : phosphore
Pb : plomb
PCB : polychlorobiphényles
pH : potentiel hydrogène
PNSE : Plan National Santé Environnement
PO₄ : phosphates
RUTP : Rejets Urbains de Temps de Pluie
SEC : Substances Extractibles au Chloroforme
SEQ-Eau : Système d'Évaluation de la Qualité de l'Eau
SMN : Service Maritime et de Navigation
SPANC : Service Public d'Assainissement Non Collectif
THM : Trihalométhanes
UV : Ultra Violets
Zn : zinc

INTRODUCTION

Les eaux superficielles constituent les récepteurs de nombreuses pollutions liées aux activités humaines : rejets d'eaux usées et d'eaux pluviales, pollutions agricoles, effluents industriels. Parmi les pressions s'exerçant sur le milieu naturel, l'assainissement conserve une place importante : en raison des insuffisances liées aux systèmes de collecte et de traitement, les rejets urbains restent une des premières causes de pollution des fleuves et des rivières en France (IFEN, 2002).

En raison de l'accroissement de l'urbanisation et de l'extension des surfaces imperméabilisées, les eaux pluviales constituent une source de pollution non négligeable. De plus, la plupart des grandes villes étant équipées de réseaux unitaires, les eaux usées mélangées aux eaux pluviales peuvent rejoindre directement le milieu naturel en période de pluies importantes. En réseau séparatif, il n'est pas rare que les mauvais branchements entraînent par temps de pluie des surverses au niveau des postes de refoulement. Si ces rejets urbains de temps de pluie (RUTP) ne constituent pas une source de pollution permanente comme les rejets de stations d'épuration, les flux polluants rejetés sont souvent considérables, et les effets sur le milieu naturel loin d'être négligeables.

Outre les conséquences environnementales, la pollution apportée par les RUTP peut entraîner un certain nombre de risques sanitaires, via les différents usages de l'eau : production d'eau potable, baignade, pêche, activités nautiques, irrigation. La limitation des rejets en milieu naturel constitue ainsi un véritable enjeu de santé publique. A Nantes en particulier, la Direction de l'Eau a pour projet de mettre en place une prise d'eau de secours dans l'Erdre. Cependant, le cours d'eau ne possède pas actuellement les qualités requises pour la réalisation d'un tel projet. La mauvaise qualité des eaux de l'Erdre constitue également un problème pour les activités de loisirs : l'Erdre est le siège de nombreuses activités nautiques qui nécessitent une surveillance particulière de la qualité des eaux (aviron, canoë-kayak, planche à voile, etc.). Le maintien de ces activités, et donc la protection de la qualité des eaux de l'Erdre, représente un enjeu socio-économique considérable pour la ville de Nantes.

La lutte contre les rejets liés à l'assainissement figure parmi les objectifs du Plan National Santé Environnement (PNSE, 2004). Il s'agit en effet d'atteindre les objectifs fixés par les directives européennes en termes de protection de la qualité des eaux superficielles. Pour cela, les systèmes de surveillance doivent être renforcés, et des actions doivent être mises en place afin de limiter au maximum les RUTP.

Les enjeux sanitaires, socio-économiques et réglementaires étant considérables, la gestion des systèmes d'assainissement constitue une préoccupation majeure pour les collectivités locales. Les moyens financiers nécessaires aux travaux étant très importants, il est indispensable d'élaborer un plan d'actions efficace.

Ce mémoire, réalisé à la Direction de l'Assainissement de Nantes Métropole, a pour objectif la mise en place d'une méthode qui permette de sélectionner et d'ordonner les opérations à mettre en œuvre sur les RUTP, afin de reconquérir la salubrité des eaux de l'Erdre.

Le début du mémoire sera consacré à l'étude des polluants apportés par les rejets de temps de pluie et à l'identification des éléments pouvant présenter un danger pour la santé publique. Cette première partie permettra de répertorier et de caractériser les éléments dangereux apportés par les RUTP. Nous procéderons ensuite à l'étude du contexte local et des usages liés à l'Erdre afin d'identifier les risques sanitaires les plus préoccupants. Ce travail permettra de sélectionner, parmi l'ensemble des polluants apportés par les RUTP,

ceux qui peuvent avoir un impact particulièrement important dans le cas de l'Erdre. Nous en déduisons les indicateurs de pollution qu'il serait nécessaire de surveiller dans les déversements de temps de pluie. Enfin, la troisième partie sera consacrée à l'élaboration d'une méthode qui permette de hiérarchiser les opérations à mettre en œuvre. Elle tiendra compte notamment des variations de sensibilité du milieu récepteur aux éléments polluants et de la localisation des différents usages.

1 CONTEXTE DES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE

Nous présentons ici les différents éléments relatifs aux rejets de temps de pluie en milieu urbain. Les termes techniques utilisés sont définis dans le glossaire.

1.1 Aspects réglementaires

La loi sur l'eau n° 64-1245 du 16 décembre 1964 définit dès son article 1er la finalité de la lutte contre la pollution. Il s'agit de satisfaire ou de concilier les exigences :

- de l'alimentation en eau potable des populations et de la santé publique ;
- de l'agriculture, de l'industrie, des transports et de toutes autres activités humaines d'intérêt général ;
- de la vie biologique du milieu récepteur, et spécialement de la faune piscicole, ainsi que des loisirs, des sports nautiques et de la protection des sites.

Dès la première loi sur l'eau, l'objectif est de concilier les exigences liées aux différents usages de l'eau, et donc de préserver autant que possible la qualité de l'eau.

Cet objectif sera également celui de la seconde loi sur l'eau n° 92-3 du 3 janvier 1992, qui parle en termes de « gestion équilibrée » de l'eau : il s'agit de concilier les objectifs de qualité, et donc les actions à mettre en œuvre, avec les différentes activités liées à l'eau. Cette loi et ses décrets d'application ont eu deux apports essentiels :

- Les décrets n°93-742 et n°93-743 relatifs respectivement aux procédures et à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration, ont renforcé le rôle de contrôle de l'état concernant les déversements dans le milieu naturel.
- Depuis la promulgation de la loi sur l'eau, les communes doivent obligatoirement prendre en charge les dépenses liées à l'ensemble de la filière assainissement collectif et au contrôle de l'assainissement individuel.

La directive européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Cette directive, qui lie entre elles les différentes obligations concernant la protection de l'eau, fixe un objectif global de bon état des eaux d'ici à 2015. La prochaine loi sur l'eau et les milieux aquatiques, transcription en droit français de la directive cadre sur l'eau, ne devrait pas modifier les prescriptions énoncées dans la loi sur l'eau de 1992. Les articles se référant à l'assainissement dans le projet de loi (version du 14 avril 2005) portent essentiellement sur les notions de responsabilité et de financement.

Dans le domaine plus spécifique de l'assainissement, la directive européenne 91/271/CEE du 21 mai 1991 donne des obligations relatives au traitement des eaux urbaines résiduaires. Elle intègre notamment la nécessité de surveiller la qualité des rejets et la qualité des eaux réceptrices. En France deux arrêtés publiés le 22 décembre 1994, reprennent deux grands principes de cette directive :

- L'arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées indique pour les stations d'épuration des seuils de rejet à ne pas dépasser en moyenne journalière.
- L'arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées indique la fréquence des contrôles.

Des niveaux de traitement supplémentaires peuvent être envisagés en fonction des objectifs de dépollution, de la sensibilité du milieu récepteur ou encore suivant les usages envisagés de la ressource en eau.

La réglementation concernant les rejets d'eaux pluviales est limitée. De manière générale, l'article 9 de l'arrêté du 2 février 1998 interdit tout rejet direct d'eaux pluviales dans le milieu récepteur, soit lorsque celui-ci est sensible, soit lorsque les eaux de pluie, après avoir ruisselé, sont susceptibles de présenter un risque pour le milieu récepteur. De manière plus particulière, le règlement sanitaire départemental peut préciser certaines obligations à respecter pour la gestion des eaux pluviales ou encore pour leur réutilisation. L'article L 2224-10 du code général des collectivités territoriales (CGCT) indique que les communes sont habilitées à délimiter :

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

D'autre part, l'article L 211-7 du code de l'environnement habilite les collectivités territoriales à entreprendre l'étude, l'exécution et l'exploitation de tous travaux, ouvrages ou installations présentant un caractère d'intérêt général ou d'urgence visant à la maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement. Enfin, les recommandations concernant la conception des stations d'épuration et la gestion des eaux pluviales indiquent que les stations doivent pouvoir traiter des débits de l'ordre de trois fois le débit moyen journalier de temps sec.

En ce qui concerne les déversoirs d'orage des réseaux unitaires, la fréquence des déversements est définie par l'arrêté préfectoral d'autorisation du système d'assainissement. La réglementation impose l'autosurveillance des déversoirs les plus importants (arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte, annexe II).

1.2 Origines

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) peuvent avoir des origines diverses. Ils apportent au milieu des eaux issues du ruissellement, mais aussi des eaux usées.

1.2.1 Apport d'eaux de ruissellement

En milieu rural, les eaux de ruissellement constituent une source pollution diffuse pour les milieux aquatiques : lorsque la surface est perméable, les eaux s'infiltrent en partie dans le sol, mais le surplus ruisselle jusqu'au milieu récepteur, tout en se chargeant d'un certain nombre de déchets ou de produits pouvant nuire au milieu naturel (pesticides, hydrocarbures, etc.). En milieu urbain, les débits engendrés par les eaux de ruissellement peuvent être très importants car une grande partie des surfaces sont imperméabilisées. Les eaux pluviales sont donc recueillies, soit dans des canalisations spécifiques, soit dans les mêmes canalisations que les eaux usées (système unitaire).

Dans le premier cas, elles sont rejetées au milieu récepteur, soit directement, soit après passage dans un ouvrage permettant de retenir une partie de la pollution (bassin de stockage, bassin de décantation, etc.). Ces points de rejet constituent donc des sources ponctuelles de pollution pour le milieu récepteur. Dans le second cas, elles sont véhiculées avec les eaux usées jusqu'à la station d'épuration.

1.2.2 Apport d'eaux usées

A) En système unitaire

En système unitaire, les eaux pluviales, comme les eaux usées, rejoignent la station d'épuration. Mais lorsque les pluies sont trop intenses, une partie des effluents est rejetée vers le milieu naturel via les déversoirs d'orage. Ces déversoirs garantissent ainsi l'intégrité de la structure physique du réseau en évitant la mise en charge des canalisations, mais les eaux déversées, constituées d'eaux de ruissellement et d'eaux usées, apportent une charge polluante au milieu récepteur.

B) En système séparatif

Les trop plein des postes de refoulement constituent une source de déversements d'eaux usées dans le milieu récepteur : en période de pluies intenses, il n'est pas rare que le niveau des effluents augmente sensiblement dans les canalisations, en raison de l'augmentation du niveau d'eaux parasites (augmentation du niveau des nappes et donc infiltrations plus importantes, erreurs de branchement entre eaux usées et eaux pluviales). Lorsque les débits reçus par les postes de refoulement dépassent les capacités des pompes, une partie est rejetée vers le milieu naturel par l'intermédiaire de trop-plein.

1.3 La pollution liée aux rejets de temps de pluie

Une pollution est la conséquence de l'introduction dans un écosystème d'un ou de plusieurs éléments contribuant à dégrader sa qualité, à perturber son fonctionnement ou à contraindre ses usages. Les effluents rejetés en milieu naturel sont les vecteurs d'un certain nombre d'éléments polluants.

1.3.1 Paramètres utilisés

Les paramètres qui permettent de quantifier et de caractériser ces éléments sont les suivants :

A) Les matières organiques et oxydables

Elles ont pour origine la pollution domestique (excréments, matières végétales, etc.) et éventuellement la pollution liée aux activités industrielles (industrie agroalimentaire) et agricoles. Les paramètres sont la DCO, la DBO, le COT ou encore l'oxydabilité au KMnO_4 (cf. glossaire pour les définitions). La conséquence de l'introduction de matière organique dans un milieu aquatique est la consommation d'oxygène pour la biodégradation en éléments simples. L'effet principal est donc la désoxygénation des milieux récepteurs.

B) Les matières en suspension (MES)

Les MES ont pour origine l'érosion et le lessivage des surfaces, et également la remise en suspension de dépôts dans les canalisations. Leur impact principal est le colmatage des fonds du milieu récepteur. Elles peuvent également transporter des micro-organismes et des micropolluants qui s'adsorbent sur les fines. Notons que la mise en place de bassins de décantation au niveau des points de rejet d'eaux pluviales permet de retenir les MES, et donc une grande partie des micro-organismes et des micropolluants.

C) Les nutriments (azote et phosphore)

On peut distinguer les nutriments d'origine organique qui sont fixés sur la matière organique, et les nutriments d'origine minérale qui sont liés à des apports spécifiques (détergents, lessives, engrais). Les paramètres correspondant sont les différentes formes de l'azote (NTK , NH_4 , NO_2 , NO_3) et du phosphore (PO_4 , P total). Les nutriments sont les

principaux facteurs de l'eutrophisation des milieux récepteurs. L'azote ammoniacal, qui est présent dans les eaux usées, peut se révéler toxique pour la vie aquatique.

D) Les substances indésirables

Ces composés sont présents dans les eaux résiduaires provenant d'activités diverses (industrie, artisanat, hôpitaux...), ainsi que dans les eaux de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées. Les paramètres correspondant sont les métaux lourds (plomb, mercure, cadmium), les hydrocarbures (en particulier les HAP, potentiellement cancérigènes), les PCB, les produits pharmaceutiques, etc.. Ces substances sont à rechercher de préférence dans les matières en suspension fines, dans les sédiments ou dans certains tissus des organismes vivants. Elles ont des effets cumulatifs sur ces organismes (maladies, perturbations de la reproduction, mort).

E) Les micro-organismes

Les micro-organismes peuvent être les agents de la propagation de maladies infectieuses. C'est une cause de perturbation de certains usages de l'eau par l'homme, comme par exemple la fabrication d'eau potable ou la baignade.

On distingue les bactéries, les virus et les parasites. Etant donnée la diversité des micro-organismes, il est impossible d'effectuer une recherche systématique pour chacun d'entre eux. Cependant, comme la majeure partie des micro-organismes ont pour origine les excréments des êtres humains et des animaux, les analyses portent sur les Germes Témoins de Contamination Fécale (GTCTF) : il s'agit des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux. Ces germes jouent le rôle d'indicateurs de contamination fécale, c'est-à-dire qu'ils renseignent sur une éventuelle contamination fécale de l'eau. Ils ne constituent pas en eux-mêmes un danger, mais traduisent la probabilité de présence de germes pathogènes d'origine fécale. Toutefois, leur absence n'assure pas l'absence de contamination de l'eau, étant donnée la divergence d'adaptation et de comportement des micro-organismes après rejet dans le milieu aquatique, et vis-à-vis de traitements spécifiques comme la désinfection.

F) Le pH

De manière générale, l'augmentation de l'acidité des eaux provoque le dépérissement des plantes et favorise le relargage de certaines substances toxiques, notamment de sels. Notons que les rejets des stations d'épuration doivent avoir un pH compris entre 6 et 8,5.

G) La température

Une température élevée des effluents rejetés pourra se révéler nocive pour la vie aquatique, et favoriser le développement de micro-organismes. La température des rejets de stations d'épuration ne doit pas excéder 25°C.

1.3.2 Caractérisation des eaux déversées

Les pollutions véhiculées par les eaux usées et les eaux de ruissellement ne possèdent pas les mêmes caractéristiques. Le tableau 1 présente l'ordre de grandeur de quatre paramètres suivant la nature des effluents :

Tableau 1. Ordre de grandeur des concentrations en mg/L

Paramètres	Eaux usées	Eaux de ruissellement	Eaux unitaires
MES	400 à 800	200 à 1 000	200 à 1 000
DCO	600 à 1 000	100 à 500	100 à 1 000
DBO ₅	400 à 600	40 à 150	100 à 500
Azote ammoniacal	45 à 90		10 à 30

Source : CHOCAT, 1997.

A) Eaux usées de temps sec

Les eaux usées de temps sec peuvent avoir plusieurs origines :

- eaux usées domestiques, produites par les habitants résidant sur le bassin versant ;
- eaux usées liées aux activités professionnelles sur le bassin versant : eaux usées « industrielles », eaux issues des activités artisanales et commerciales du quartier ;
- eaux de lavage de la voirie ;
- eaux claires parasites : fuites des réseaux d'eau potable, infiltrations d'eaux de nappes, mauvais branchements etc..

Les eaux d'origine domestique sont celles qui ont été utilisées par l'homme pour ses besoins domestiques (cuisine, toilettes, salle de bain, etc.). Elles sont caractérisées par une pollution essentiellement organique, dont la concentration reste relativement constante dans le temps. Les volumes rejetés dans les réseaux d'assainissement, ainsi que leur évolution au cours du temps, sont fortement corrélés à la consommation d'eau. On dispose donc de chiffres relativement précis et fiables sur les eaux usées domestiques. Le volume journalier moyen est généralement compris entre 150 et 180 litres par jour et par habitant. Notons que la production d'eaux usées fluctue au cours de la journée, avec une valeur quasi nulle durant la nuit, une production maximale le matin autour de 7-8 h avant le départ au travail et un second pic en soirée de 17 à 22 h. Les ordres de grandeur des concentrations pour divers polluants sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2. Concentration de divers paramètres dans les eaux usées et production journalière par habitant

Paramètre	Concentration dans les eaux usées (mg/L)	Production journalière (g/jour.hab)
MES	100 - 400	20 - 40
DBO₅	250 - 500	30 - 45
DCO	600 - 1000	45 - 85
Ammoniac	45 - 90	-
NTK	50 - 110	8 - 12
Phosphore	15 - 30	2 - 4

Source: SATIN, 1995.

Nous disposons de peu de données bibliographiques sur les concentrations en micropolluants des eaux usées domestiques à la sortie des habitations. Mais certaines substances présentes dans de nombreux produits à usage domestique (cosmétiques, onguents, produits d'entretien, médicaments, peintures) sont susceptibles d'être rejetées à l'égout. Selon (GROMAIRE-MERTZ, 1998), les concentrations moyennes métalliques dans les eaux usées strictement domestiques seraient de 3 µg/l de cadmium, 150 µg/l de cuivre, 100 µg/l de plomb et 500 µg/l de zinc. Les eaux usées sont également chargées en micro-organismes, pathogènes ou non, issus de la flore intestinale de l'être humain : on estime à 6.10^{10} et 6.10^9 les productions journalières par habitant de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux (SATIN, 1995).

Sous réserve de compatibilité, les eaux industrielles peuvent éventuellement être acceptées dans le réseau d'eaux usées et mélangées aux eaux domestiques pour être ensuite traitées dans la station d'épuration collective. Elles peuvent également faire l'objet d'un traitement spécifique (cas des installations classées) et être rejetées soit dans le réseau d'eaux pluviales soit directement dans le milieu naturel. Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans pré-traitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées. Cette modification est étroitement liée à l'activité industrielle concernée et peut prendre des formes innombrables.

Les eaux résultant du lavage des chaussées, des caniveaux, des places de marché, etc., sont également produites en temps sec. Ces eaux présentent souvent des concentrations très importantes en polluants divers (hydrocarbures en particulier). Si elles sont recueillies par un réseau unitaire, elles viennent se mélanger aux eaux usées ; si elles sont collectées par un réseau séparatif d'eaux pluviales, elles sont rejetées dans le milieu naturel. Les eaux de lavage de chaussées sont susceptibles de véhiculer les mêmes polluants que ceux trouvés dans les eaux de ruissellement. Ce sont donc une source potentielle de MES mais aussi de métaux lourds et d'hydrocarbures.

Les eaux claires sont par définition peu chargées. Elles conduisent à une dilution des effluents de temps sec et entraînent une augmentation des débits d'écoulement dans les réseaux.

B) Eaux de ruissellement

La pollution des eaux de ruissellement urbaines a pour origine d'une part le lessivage de l'atmosphère et d'autre part le lessivage et l'érosion des surfaces urbaines.

La pollution provenant du lessivage de l'atmosphère dépend fortement des sources locales de pollution atmosphérique. Les polluants concernés sont les métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb, zinc), les MES et la matière organique. On estime généralement que, pour la plupart des paramètres, 15 à 25 % de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est imputable à la pollution de l'eau de pluie. Cette proportion peut être nettement plus forte pour certains polluants, en particulier les nutriments et les métaux lourds, pour lesquels elle pourrait atteindre 50 à 75%. De plus, le caractère très acide de certaines pluies ($\text{pH} < 4,5$) est susceptible d'augmenter leur agressivité vis-à-vis des matériaux sur lesquels elles ruissellent (CHOCAT, 1997).

L'importance de la pollution issue du lessivage des surfaces urbaines dépend en premier lieu du stock de polluants disponible sur les surfaces en début de pluie. Ce stock peut être d'origines diverses : retombées atmosphériques sèches, circulation automobile, déchets rejetés par l'homme, excréments des animaux, végétation. Par « retombées sèches » on désigne les retombées au sol de polluants atmosphériques gazeux ou particuliers, qui ont lieu en l'absence de précipitations, sous l'effet de la gravité, du vent, des turbulences. Ces retombées constituent un apport de particules fines, de métaux, d'hydrocarbures et de micropolluants organiques. En ville, elles sont de l'ordre de $1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{jour}$ (GROMAIRE-MERTZ, 1998). En dehors de sa contribution à la pollution atmosphérique, la circulation automobile conduit également au dépôt direct de divers résidus sur les chaussées et les surfaces avoisinantes : hydrocarbures, mais également métaux lourds issus de la corrosion des véhicules, de l'usure des plaquettes de freins et des pneus. La circulation est également une source indirecte de pollution via l'usure des chaussées (ciment, goudrons), l'usure des peintures au sol (plomb), l'utilisation de sel de déverglaçage contenant divers additifs. Enfin, de nombreux déchets sont produits par la ville : il s'agit des rejets volontaires de déchets divers, des déchets produits par les marchés, des fuites de poubelles non étanches, etc., mais aussi des particules solides induites par les travaux et les chantiers. Ces déchets sont une source de particules grossières et de matière organique. La végétation constitue une source non négligeable de matières carbonées, via les feuilles et les pollens. Il s'agit également d'une source indirecte de nutriments (engrais) et de micropolluants organiques (pesticides). Les déjections des animaux domestiques et des oiseaux sont une source de matières organiques.

Par ailleurs, certains polluants trouvés dans les eaux de ruissellement peuvent provenir de l'érosion ou de la corrosion par la pluie des surfaces urbaines. On citera en particulier l'apport de terre, de sable et de graviers en provenance des surfaces non imperméabilisées,

l'apport d'hydrocarbures provenant de l'usure du goudron, l'apport de métaux provenant des surfaces métalliques notamment des toitures.

Notons qu'il existe une variabilité temporelle importante entre les eaux usées de temps sec et les eaux de ruissellement (cf. tableau 3). A l'échelle d'une année et même d'une journée (sauf pour les MES), la pollution avant épuration est plus grande pour les eaux usées que pour les eaux ruisselées. En revanche, ce constat s'inverse à l'échelle horaire, ce qui confirme le déversement de forts flux de pollution dans les milieux récepteurs par temps de pluie.

Tableau 3. Comparaison entre eaux ruisselées (ER) et eaux usées (EU) avant épuration

Paramètres	Base annuelle	Base journalière	Base horaire
MES	ER=EU/2	ER=EU × 2	ER=EU × 50
DBO₅	ER=EU/27	ER=EU/6	ER=EU × 4
DCO	ER=EU/9	ER=EU/2	ER=EU × 12
NTK	ER=EU/27	ER=EU/7	ER=EU × 3,5
Phosphore total	ER=EU/27	ER=EU/10	ER=EU × 2,5
Pb	ER=EU × 27	ER=EU × 80	ER=EU × 2000
Zn	ER=EU	ER=EU × 4	ER=EU × 100
Cu	ER=EU/4,5	ER=EU/2	ER=EU × 100
Cr	ER=EU/4	ER=EU/1,5	
Cd	ER=EU	ER=EU × 5	

Source : BONIERBALE, 2004 (d'après AESN & AGHTM, 1996).

C) Eaux pluviales de réseau unitaire

Dans le cas des réseaux unitaires, deux sources de pollution supplémentaires viennent ajouter leurs contributions à celle des eaux de ruissellement :

- les eaux usées s'écoulant pendant la durée de l'événement pluvieux ;
- les dépôts qui se sont constitués dans le réseau pendant la période de temps sec antécédente et qui peuvent être remis en mouvement lors de la pluie.

Le tableau 4 fournit les ordres de grandeur de la contribution relative des différentes sources de pollution des rejets unitaires de temps de pluie pendant une année type :

Tableau 4. Contribution relative des eaux de ruissellement, des eaux usées et des dépôts à la pollution des rejets unitaires

	Eaux de ruissellement	Eaux usées	Dépôts en réseau
MES	50%	30%	20%
DCO	45%	35%	20%
DBO₅	25%	55%	20%
Hydrocarbures	50%	40%	10%

Source : CHOCAT, 1997 (d'après CHEBBO, 1992).

Les concentrations en polluants diffèrent fortement selon l'événement pluvieux et selon les sites. Cependant, la plupart des auteurs s'accordent sur l'existence fréquente, en réseau unitaire, d'un pic de concentration précédent le pic de débit : c'est le phénomène de premier flot. Ce phénomène est généralement attribué à un lessivage des dépôts, en début de pluie, sur les surfaces urbaines et dans le réseau.

De nombreuses études ont montré que la pollution des rejets par temps de pluie est essentiellement particulaire. Ainsi, 80 à 90% de la matière organique serait fixée sur des éléments solides (taille supérieure à 0,45 µm) (CHOCAT, 1997).

Les eaux usées comme les eaux de ruissellement contiennent une charge bactériologique non négligeable. En système unitaire, les quantités de micro-organismes déversés dans le milieu naturel lors de pluies intenses peuvent donc être très importantes.

Les ordres de grandeur des concentrations en coliformes fécaux dans les RUTP sont donnés en annexe 1.

1.4 Effets environnementaux

Les rejets urbains peuvent engendrer des effets ayant des caractéristiques temporelles diverses : on distingue les effets immédiats d'une part, les effets différés et cumulatifs d'autre part.

1.4.1 Les effets immédiats

Les effets immédiats ou effets de choc apportent une dégradation momentanée de la qualité du milieu liée à un apport soudain de quantités importantes d'effluents. Ces effets concernent tout particulièrement les RUTP.

A) Diminution de la teneur en oxygène dissous

Cette diminution est liée à la superposition de deux phénomènes : d'une part le mélange des eaux du cours d'eau, normalement oxygénées, et des effluents déversés, peu oxygénés ; d'autre part, la consommation rapide d'oxygène nécessaire à la décomposition de la matière organique et nécessaire également au développement des bactéries contenues dans les rejets urbains.

La teneur en oxygène dissous dans l'eau constitue un paramètre important pour la vie aquatique : des mortalités piscicoles peuvent survenir lorsque le taux d'oxygène devient insuffisant. La survie des poissons dépend alors des espèces présentes, de la durée d'exposition et de la température de l'eau.

Après déversement, la teneur en oxygène dissous atteint un niveau minimal, puis augmente ensuite naturellement sous l'effet du brassage, du renouvellement de l'eau, des échanges air/eau et de la photosynthèse qui amène une ré-oxygénation naturelle. Une température de l'eau élevée est un facteur aggravant pour les effets immédiats car cela augmente la cinétique des réactions biochimiques qui consomment de l'oxygène dissous, tout en réduisant le niveau de saturation (quantité maximale d'oxygène dissous pouvant être contenue dans l'eau à une température donnée). La présence d'ammoniacal peut également jouer un rôle important.

B) Apport d'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal est présent dans les effluents urbains sous deux formes différentes : la forme gazeuse NH_3 , très toxique, et la forme NH_4^+ , plus anodine. Le déplacement de l'équilibre chimique entre ces deux formes dépend de la température et du pH. Un pH élevé augmente la concentration de la forme toxique.

En présence d'oxygène dissous, l'azote ammoniacal se transforme progressivement en nitrites (NO_2 , forme instable et toxique) puis en nitrates (NO_3 , sans effets directs connus aux concentrations habituellement observées).

En terme d'effet négatif, il y a synergie entre les basses teneurs en oxygène dissous et la présence d'azote ammoniacal. Les deux phénomènes peuvent coexister (seule une partie de l'azote ammoniacal s'oxyde rapidement) ou bien se succéder. Dans les deux cas, les organismes aquatiques, en particulier les poissons, sont fragilisés.

C) Augmentation brutale des débits et de la turbidité

Selon les cas, l'importance relative des débits rejetés par rapport au débit du cours d'eau peut être non négligeable. De tels phénomènes entraînent une augmentation rapide des vitesses d'écoulement, une variation brutale de l'habitabilité du milieu et une augmentation de la turbidité. Cette augmentation est généralement due à des apports massifs de MES

présentes dans les eaux résiduaires ainsi qu'à la remise en suspension de fines par l'augmentation des vitesses d'écoulement.

Les MES peuvent aussi avoir des effets différés et cumulatifs : colmatage des frayères et envasement du lit. Par ailleurs, l'augmentation de la turbidité peut réduire la photosynthèse (les rayons solaires atteignent des profondeurs moindres), donc la capacité de ré-oxygénation du milieu. Les MES atteignent également la capacité respiratoire des poissons par colmatage des branchies.

D) Apport de micro-organismes pathogènes

Les effluents déversés contiennent de nombreux micro-organismes pathogènes. Ces micro-organismes n'ont pas d'effet particulier sur le milieu naturel, en revanche ils peuvent avoir des conséquences importantes en termes de santé publique, via les différents usages de l'eau.

1.4.2 Les effets différés et les effets cumulatifs

Ils concernent les substances dont l'effet est intrinsèquement durable (métaux lourds, micropolluants). Les effets immédiats des rejets urbains sont relativement faciles à observer car ils apparaissent à proximité des points de rejet et dans un délai assez court. A l'opposé, les effets différés et cumulatifs sont plus difficiles à mettre en évidence, ceci pour de multiples raisons :

- évolution des phénomènes dans le temps et dans l'espace pouvant être liée à des conditions extérieures ;
- difficulté à évaluer les effets à long terme de certaines substances sur des organismes par ailleurs soumis à l'évolution de leur biotope ;
- transferts au sein de la chaîne trophique et bio-accumulation en remontant la chaîne alimentaire ;
- transformation de certaines substances déversées ;
- toxicité différée due à des phénomènes de relargage ;
- possibilité de réaction de synergie ou d'antagonisme entre les substances ;
- effets peu ou mal connus de certaines substances sur les organismes ;
- évolution de la nature des substances contenues dans les rejets ponctuels ou diffus (en milieu urbain, réduction des rejets de plomb liée à l'utilisation de l'essence sans plomb, nouveaux produits phytosanitaires, etc.).

A) Colmatage des frayères

Un des effets différés les plus visibles des rejets urbains concerne le colmatage des frayères. Les frayères à poissons sont généralement des zones calmes, à fond plat et recouvertes d'une faible hauteur d'eau. Si une frayère est localisée à l'aval d'un (ou de plusieurs) déversoir(s) d'orage important(s) et dans une zone de dépôts, l'effet physique des déversements peut être le colmatage des herbiers et l'apport important de matière organique et minérale.

La frayère perd alors sa fonction, ce qui peut engendrer par la suite un déséquilibre dans l'écosystème si certaines espèces de poisson ne trouvent plus de zone de reproduction.

B) Apport de substances indésirables

Une grande partie de la pollution véhiculée par les effluents urbains se trouve associée aux matières en suspension fines, à l'exception des nitrates, des nitrites et du phosphore soluble. Les micropolluants sont préférentiellement concentrés dans les matériaux fins déposés à l'aval des déversoirs d'orage. Les zones de sédimentation peuvent donc être considérées comme des endroits potentiellement pollués par les micropolluants minéraux

et organiques. Malheureusement, le suivi des effets est long et complexe (étude de toxicité sur les organismes vivants).

C) Eutrophisation

L'eutrophisation d'un milieu aquatique désigne un processus conduisant à un état tel qu'il existe une production optimale pour une diversité et une abondance maximale des espèces. C'est un processus naturel et normal d'enrichissement progressif d'un milieu aquatique (lac, cours d'eau, bassin de retenue en eau) qui passe d'un état oligotrophe (faible productivité du milieu), au stade eutrophe en passant par un état mésotrophe intermédiaire. Cette évolution naturelle est lente (échelle géologique). Cependant, un enrichissement excessif et rapide en nutriments (principalement azote et phosphore) entraîne un processus d'hyper-eutrophisation caractérisant un milieu malade et pollué. Contrairement à l'eutrophisation, l'évolution du phénomène est rapide et sensible à l'échelle humaine. Par abus de langage, on parle souvent d'eutrophisation pour désigner l'hyper-eutrophisation.

Les nutriments qui favorisent le processus d'hyper-eutrophisation sont largement présents dans les effluents agricoles, mais aussi dans les eaux usées et les eaux de ruissellement.

a) Mécanisme

En cas de rejets urbains importants, l'apport de nutriments stimule le développement de certaines algues qui se multiplient alors de manière excessive. Ces algues conduisent, lorsqu'elles se décomposent, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matières organiques biodégradables. Dans les profondeurs du cours d'eau, là où les algues mortes viennent se déposer, les bactéries aérobies qui s'en nourrissent prolifèrent à leur tour, consommant de plus en plus d'oxygène. En l'absence d'une circulation suffisante des eaux, les bactéries finissent par épuiser l'oxygène des couches d'eaux profondes. Le phénomène de désoxygénation se traduit par l'envasement du cours d'eau : les bactéries ne peuvent plus dégrader toute la matière organique morte. Le manque d'oxygène entraîne également le relargage par les sédiments d'éléments comme le phosphore, l'azote ammoniacal, le fer et le manganèse. Par conséquent, on observe à long terme les effets cumulés de la charge externe (apports liés aux activités humaines) et de la charge interne (relargage par les sols et les sédiments).

b) Facteurs favorisant l'eutrophisation

Eléments nutritifs

Les végétaux et les algues peuvent croître tant qu'ils trouvent les éléments nutritifs dont ils ont besoin dans le milieu et tant que les conditions physiques sont favorables. En eaux douces, le phosphore est l'élément pour lequel la demande des algues et des végétaux pour la croissance de nouveaux tissus est la moins bien satisfaite, c'est à dire que c'est l'élément pour lequel le rapport demande/offre du milieu est le plus élevé : le phosphore constitue le facteur limitant de la prolifération algale et végétale en eaux douces. Si l'on souhaite limiter l'eutrophisation d'un cours d'eau, il est donc nécessaire de limiter les apports en phosphore.

Facteurs physiques

Le confinement des masses d'eau (temps de renouvellement ou temps de séjour) est le premier facteur physique de l'eutrophisation. En effet, dans les cours d'eau rapides, l'eau est en permanence renouvelée et oxygénée : les algues sont entraînées toujours plus loin par le courant, et aucune accumulation n'est possible.

Les autres caractéristiques favorisant le phénomène d'eutrophisation sont l'intensité lumineuse et la température de l'eau. La profondeur semble également avoir des conséquences sur la sensibilité aux perturbations atmosphériques et sur la vitesse de réchauffement de la retenue.

c) Conséquences

Le phénomène d'eutrophisation a pour effet un développement considérable de certaines espèces d'algues. Parmi celles-ci, les cyanobactéries peuvent représenter jusqu'à 90%. En plus de la quasi-élimination des autres espèces algales, les cyanobactéries conduisent également à la disparition des plantes aquatiques, la turbidité de l'eau finissant par empêcher les jeunes plantules de disposer de lumière en quantité suffisante. Certaines espèces d'animaux sont les victimes de la désoxygénation qui finit par s'instaurer dans le cours d'eau, en particulier les salmonidés (omble, chevalier, truite...). Réputés exigeants en oxygène, ces poissons sont d'abord touchés au niveau de la reproduction du fait de l'envasement de leurs frayères, et au niveau de la nutrition en raison de la raréfaction de la faune benthique dont ils se nourrissent. Mais même les cyprinidés (gardon, tanche...), particulièrement résistants, finissent par disparaître.

1.5 Caractérisation des dangers

1.5.1 Micro-organismes pathogènes

Les RUTP apportent de nombreux micro-organismes pathogènes au milieu récepteur. Dans les tableaux de l'annexe 2 sont recensés les principaux micro-organismes pathogènes que l'on trouve dans les eaux usées, avec les symptômes de la maladie qui leur est associée, éventuellement le nombre moyen de pathogènes que l'on trouve dans un litre d'eau usée et la voie de contamination principale.

Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries et les parasites (protozoaires et helminthes). Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales. Les micro-organismes pathogènes peuvent avoir des effets divers sur la santé : ils sont la cause d'infections bénignes (gastro-entérite par exemple) comme de maladies mortelles (choléra). Notons que l'apport de pathogènes dans le milieu naturel ne pourra pas toujours déclencher de maladies chez les personnes exposées. Le pouvoir pathogène des micro-organismes dépend de plusieurs facteurs que l'on peut regrouper en deux classes : les facteurs concernant la physiologie du micro-organisme et ceux concernant la physiologie de l'hôte infecté.

A) Physiologie du micro-organisme

La latence est la durée nécessaire pour qu'un pathogène devienne infectieux. Elle est différente selon les micro-organismes. Elle est nulle pour la majorité des virus, des bactéries et des protozoaires (c'est-à-dire qu'ils sont immédiatement infectieux) ; au contraire, la plupart des helminthes ont besoin d'une période de latence.

Les micro-organismes pathogènes sont le plus souvent adaptés aux conditions régnant dans le corps humain, c'est pourquoi leur survie est souvent limitée à quelques semaines dans le milieu extérieur (cf. les temps de survie de pathogènes caractéristiques en annexe 3). Elle dépend à la fois des caractéristiques des micro-organismes (certains sont plus résistants que d'autres) et des conditions du milieu extérieur : pH, température, ensoleillement, etc. Les facteurs environnementaux ayant un impact sur la survie des micro-organismes sont exposés dans le tableau 5. Dans des conditions favorables, les pathogènes peuvent survivre plusieurs semaines, voire plusieurs mois.

Tableau 5. Facteurs environnementaux modifiant la survie des micro-organismes

Facteur	Diminution de la survie
Température	Quand elle augmente
pH	Aux pH extrêmes (>12 ou <3)
Ensoleillement	Quand la luminosité augmente
Vitesse de circulation de l'eau	Quand la vitesse augmente
Temps de renouvellement de l'eau	Quand le temps de renouvellement est peu important
Oxygène	Effet variable selon le type respiratoire des bactéries ; effet négatif sur les virus
Matière organique (nutriments)	Quand la quantité de matière organique diminue
Organismes vivants	Quand l'activité biologique augmente. L'activité biologique du milieu diminue la résistance des micro-organismes par compétition pour les nutriments et par prédation. La qualité intrinsèque du milieu récepteur joue ainsi un rôle déterminant vis-à-vis du devenir des germes entériques dans les milieux naturels. La prédation benthique serait le facteur affectant le plus la survie des bactéries dans les eaux douces.

Source : ORS d'Île de France, 2002 (d'après ADEME, 1994)

La teneur en MES est un paramètre qui influence aussi les concentrations en micro-organismes, ceux-ci étant souvent adsorbés sur les MES. Si elle est élevée, la probabilité de sédimentation sera plus grande et une partie des germes se retrouvera plus facilement piégée dans les sédiments. A l'inverse, les germes se déposeront moins rapidement si la teneur en MES de l'eau est faible.

Lors d'orages, l'augmentation brutale du débit des cours d'eau conduit à une perturbation du milieu naturel, la vitesse de l'eau augmente et il n'est pas exclu qu'une partie de la contamination bactérienne soit liée à la remise en suspension des bactéries à partir du sédiment constituant le lit du cours d'eau (RAMBAUD, 2004).

Pour certains micro-organismes, les conditions du milieu naturel peuvent être non seulement favorables à leur survie, mais également suffisantes pour permettre leur multiplication. Tous les micro-organismes ne sont pas aptes à se reproduire dans le milieu extérieur (cf. annexe 3). Certaines bactéries peuvent coloniser le milieu extérieur, mais les virus et les protozoaires parasites ne peuvent pas se reproduire en dehors d'une cellule hôte.

B) Physiologie de l'hôte infecté

La Dose Minimale Infectante (DMI) correspond à la quantité de pathogènes qui doit être absorbée pour que des symptômes de la maladie se manifestent chez quelques sujets au moins. Les DMI sont très variables selon le type biologique de l'agent : de l'ordre de l'unité pour les helminthes, de la centaine pour les virus et les protozoaires, elles peuvent dépasser le million pour les bactéries. Elles varient également selon les espèces.

La DMI diffère aussi selon les individus : la réponse de l'hôte est extrêmement variable, elle dépend des caractéristiques des individus, comme l'âge, le sexe, voire l'activité professionnelle. Les personnes immunodéprimées sont particulièrement sensibles et la maladie qu'elles vont développer sera plus grave. De même, les enfants et les personnes âgées sont plus fragiles face aux infections.

1.5.2 Cyanobactéries

Les cyanobactéries ne sont pas apportées directement par les RUTP, mais, lorsque le milieu récepteur présente une eutrophisation marquée, l'apport de nutriments par les RUTP peut constituer une cause de prolifération des cyanobactéries.

Les cyanobactéries (couramment appelées algues bleues) représentent un groupe bactérien majeur par leur diversité morphologique et physiologique. Elles font partie du phytoplancton : ce sont des organismes procaryotes et capables de photosynthèse. Possédant un très grand potentiel d'adaptation à des environnements divers, elles sont présentes dans la plupart des écosystèmes aquatiques.

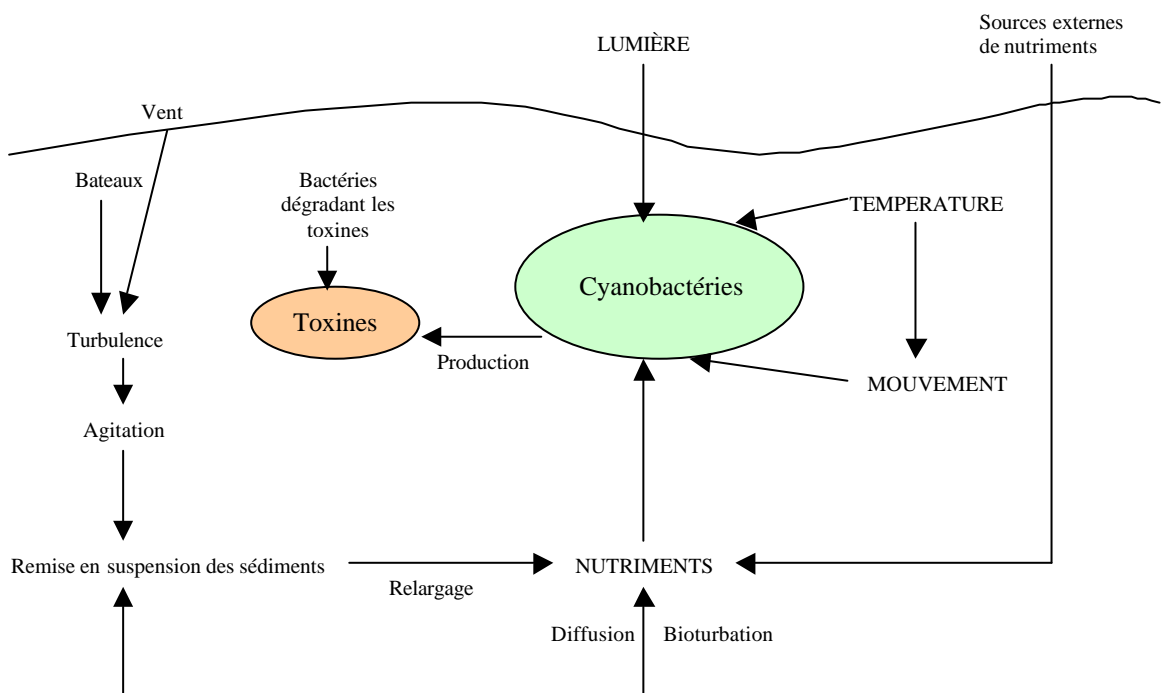
Le phénomène de bloom

Dans certaines conditions favorables, les cyanobactéries peuvent se développer de manière très intense. Lorsqu'une telle prolifération ne concerne qu'une seule ou qu'un petit nombre d'espèces, on parle de phénomène de bloom. La concentration correspondante est bien évidemment variable selon les espèces, mais cela correspond, en général, à un dépassement du million de cellules par litre. Le bloom s'accompagne parfois de l'apparition en surface d'une pellicule colorée, appelée efflorescence.

Facteurs favorisant la croissance des cyanobactéries

L'apparition d'un bloom est due à une combinaison de facteurs environnementaux (cf. figure 1).

Figure 1. Principaux facteurs favorisant la croissance des cyanobactéries



La présence simultanée de fortes températures (température de l'eau supérieure à 12°C) et de concentrations importantes en nutriments est considérée comme le facteur le plus important. Les nutriments peuvent provenir de sources externes (rejets urbains) comme de sources internes : le relargage de nutriments par les sédiments correspond à un phénomène de diffusion, qui peut avoir lieu lorsque les conditions sont anoxiques à l'interface eau/sédiment, ou bien lorsque les sédiments sont mis en suspension par le vent ou par le passage de bateaux. Notons que le développement algal dépend en réalité du rapport entre les concentrations d'azote et de phosphore : le rapport optimum est de 8,75 (BARROIN, 2003). Le phosphore constitue généralement le facteur limitant du développement algal,

car il est naturellement peu abondant dans les milieux aquatiques (BARROIN, 2003). Les cyanobactéries se développent plus rapidement que les autres algues lorsque le rapport N/P est particulièrement faible (le rapport optimum est compris entre 3 et 4), c'est-à-dire dans les eaux marquées par une forte eutrophisation et contenant des teneurs importantes en phosphore (SETUDE 1, 2004). Le fait que certaines espèces de cyanobactéries soient particulièrement adaptées à de faibles quantités d'azote dissous est lié à leur capacité à fixer l'azote atmosphérique, non utilisable par les autres algues.

Comme les cyanobactéries ont des faibles taux de croissance (taux de multiplication de 0,3 à 1,4 par jour, à 20°C), un long temps de renouvellement de l'eau est également nécessaire. De nombreuses cyanobactéries voient leur croissance diminuer lors d'une exposition prolongée à une lumière de forte intensité : les zones les plus favorables au développement des cyanobactéries sont en réalité les zones ombragées, car elles ne sont exposées que de manière intermittente aux fortes intensités lumineuses (BARTAM, 1999).

Capacités de survie des cyanobactéries

Les cyanobactéries ont une capacité à échapper à la prédation tout à fait exceptionnelle. En effet, alors que les algues planctoniques sont broutées par les protozoaires et le zooplancton crustacé, les cyanobactéries échappent à ce broutage : seuls quelques ciliés et quelques rhizopodes sont capables de les consommer, sans grande efficacité d'ailleurs. Ce déficit de prédation tient à trois de leurs caractéristiques essentielles : la grande taille des cellules ou leur agglutination sous forme coloniale quand elles sont de petite taille, leur protection par une enveloppe gélatineuse et leur aptitude à sécréter des toxines. En fait, leur élimination est surtout due à leur destruction par les virus, les bactéries et les champignons. Les cyanobactéries n'ont donc que peu d'ennemis réellement efficaces. Elles sont de plus douées d'exceptionnelles facultés de flottaison, ce qui les soustrait à la sédimentation. Par conséquent, leur vitesse d'élimination est très faible. (BARROIN, 2003).

De plus, des études ont montré que certaines cyanobactéries sont capables de survivre dans les sédiments pendant la période hivernale. Elles peuvent alors constituer un inoculum suffisant pour initier leur développement au printemps suivant (SETUDE 3, 2004).

Dangers liés à la présence de cyanobactéries

Les cyanobactéries produisent des toxines dangereuses pour la santé humaine, appelées cyanotoxines. Les principales voies d'exposition sont la voie cutanée et la voie digestive via l'eau de consommation et les eaux récréatives. On distingue trois catégories de toxines, suivant les effets observés :

- Les hépatotoxines peuvent provoquer des hémorragies intra-hépatiques, mais possèdent également un caractère cancérogène. Une exposition prolongée peut donc faire redouter l'apparition de cancers chez l'homme comme cela a été montré chez le rat. En revanche, aucun cas de mortalité humaine consécutif à l'ingestion d'eau contaminée ou à la suite d'un contact direct découlant de la baignade n'a été rapporté (CHEVALIER, 1999).
- Certaines neurotoxines peuvent provoquer des paralysies des muscles squelettiques et respiratoires. La dose létale par voie orale est de l'ordre de plusieurs centaines de mg/kg de poids corporel. Les études réalisées montrent que les populations de cyanobactéries ne contiennent pas souvent de neurotoxines, et lorsque c'est le cas, rarement en fortes concentrations. De plus, il n'y a pas de signes d'effets chroniques provoqués par ces neurotoxines. Une dose orale aiguë présentant un risque pour les humains supposerait d'ingérer de grandes quantités d'algues – via quelques litres d'eau – ce qui semble assez peu probable. L'exposition à des blooms neurotoxiques devrait cependant être évitée, en particulier pour les jeunes enfants.

- Les dermatotoxines, retrouvées dans des eaux côtières, sont responsables d'irritations cutanées ou d'allergies qui surviennent pendant ou après les baignades. Elles possèdent également des propriétés de promotion de tumeur. En ce qui concerne les eaux douces, des irritations de la peau après contact avec des cyanobactéries ont été signalées mais elles ne sont pas dues à des dermatotoxines : elles sont probablement liées à la présence d'autres métabolites (SETUDE 1, 2004). En particulier, les lipopolysaccharides (LPS), qui sont une composante de la paroi cellulaire de pratiquement toutes les cyanobactéries, peuvent avoir un effet irritant et allergène (LEGARE et PHANEUF, 2001).

Imprévisibilité et variabilité de la production de toxines

Bien que l'on n'ait pas encore déterminé les raisons pour lesquelles les cyanobactéries produisent des toxines, l'hypothèse la plus couramment admise est qu'elles ont une fonction de protection dans la compétition trophique.

Malheureusement, il semble difficile de déterminer les conditions environnementales qui entraîneraient la production de toxines. Diverses études sur l'impact de la température, de la lumière, du pH, des nutriments, etc. ont été entreprises avec des cultures de *Microcystis*. Bien que ces expériences aient montré que les facteurs environnementaux ont une influence sur les quantités de toxines produites, elles ont donné le plus souvent des résultats contradictoires sans doute à cause d'une variabilité dans les conditions de croissance (DIREN Bretagne, 2001). Il apparaît cependant que la lumière pourrait être un facteur important dans la mesure où les concentrations les plus élevées en toxines ont été observées aux intensités lumineuses optimum pour la croissance des souches étudiées. Des observations équivalentes ont été faites pour la température puisque la production de toxines est généralement supérieure entre 18 et 25°C, diminuant considérablement en dessous et au-dessus de ces valeurs. Certaines études ont montré que davantage de toxines sont produites lorsque les conditions de développement des cyanobactéries sont défavorables, en particulier lorsque les teneurs en nutriments diminuent. Cependant, le phénomène resterait limité en raison de la diminution simultanée du nombre de cyanobactéries (SETUDE 3, 2004). ORR et JONES (1998) suggèrent quant à eux que la production de toxines pour une souche donnée est directement liée au taux de croissance, indépendamment des facteurs à l'origine de la variation de ce taux. Néanmoins, la confirmation des observations d'ORR et JONES n'enlèverait rien au problème de la succession dans l'environnement, de souches toxiques, non toxiques, ou présentant des toxicités différentes.

Stabilité des toxines

Certaines cyanotoxines sont très résistantes à l'hydrolyse ou à l'oxydation. On retrouve par exemple les microcystines dans de l'eau bouillie pendant quelques minutes. Dans les eaux naturelles, et avec suffisamment d'obscurité, elles peuvent persister quelques mois, voire quelques années. Elles peuvent parfois s'adsorber dans les sédiments et être relarguées plus tardivement (SETUDE 3, 2004).

En milieu naturel, le facteur principal d'élimination des cyanotoxines est en réalité la dégradation par des bactéries.

1.5.3 Polluants physico-chimiques

Les principales substances physico-chimiques apportées par les RUTP et pouvant présenter un danger pour la santé humaine sont répertoriées dans le tableau 6 :

Tableau 6. Risques sanitaires liés à une pollution physico-chimique de l'eau

Paramètre	Risque sanitaire potentiel	Provenance
pH	Irritations de la peau en cas de pH extrêmes (basiques ou acides).	Les niveaux normaux de pH varient entre 6 et 9. Les variations peuvent être dues à divers rejets liés à l'activité humaine.
Matière organique	Elle peut former des sous-produits de désinfection lors de la fabrication d'eau potable. Les effets de ces sous-produits sur la santé humaine sont encore mal connus.	Fortes concentrations dans l'eau dues aux rejets d'élevages, d'assainissement, et à diverses sources diffuses.
Nitrates	Pas de preuve d'un effet cancérigène des nitrates. Mais ils peuvent être à l'origine de la formation de nitrites et de nitrosamines.	Fortes concentrations dans l'eau dues aux rejets d'élevages, d'assainissement, et à diverses sources diffuses.
Ammoniaque	L'inhalation de quantités importantes cause des troubles respiratoires.	Odeur forte et suffocante. Présent en quantité importante dans les eaux usées. Utilisé pour la fabrication d'engrais, de teintures, de plastiques et de textiles.
Métaux lourds (plomb, zinc, cuivre, chrome, cadmium et autres)	Les effets sont principalement chroniques. Ils entraînent des perturbations sur le développement humain.	Ils proviennent de rejets industriels, de gaz d'échappement, du ruissellement sur les voies de circulation, etc. Ils sont rarement présents en concentrations élevées dans l'eau. Leur non biodégradabilité les rend dangereux à long terme. Ils peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants : contamination possible de la chaîne alimentaire.
Substances tensio-actives	Irritation des yeux et de la peau.	Résidu mousseux à la surface de l'eau. Présence dans de nombreux détergents.
Phénols	Irritations de l'appareil ORL en cas d'inhalation. Brûlures potentiellement importantes en cas de contact direct. En cas d'exposition importante, maux de tête, vomissements, malaises, etc.	Invisible dans l'eau. Légère odeur d'hydrocarbure. Utilisation pour la fabrication de médicaments, de plastiques, de colles, de contre-plaqués.
Pesticides	Divers symptômes d'intoxication lors d'ingestion : vomissements, maux de tête, etc. Toxicité à long terme et à faible dose mal connue.	Origine essentiellement agricole, parfois domestique. La plupart des pesticides sont persistants en milieu naturel.

2 CHOIX DES INDICATEURS DE POLLUTION POUR LES REJETS EN ERDRE

La partie précédente a permis de caractériser les RUTP et de recenser les polluants qu'ils véhiculent. Ces polluants n'auront pas les mêmes conséquences environnementales suivant les caractéristiques du milieu récepteur (profondeur, vitesse d'écoulement, qualité de l'eau, etc.). Les impacts sanitaires des RUTP dépendent donc des caractéristiques locales du cours d'eau. Ils dépendent également des usages : le type de contact avec l'élément dangereux (cutané, digestif, respiratoire) sera différent ; l'exposition peut être directe (baignade et autres activités nautiques) ou indirecte (consommation d'eau rendue potable par traitement).

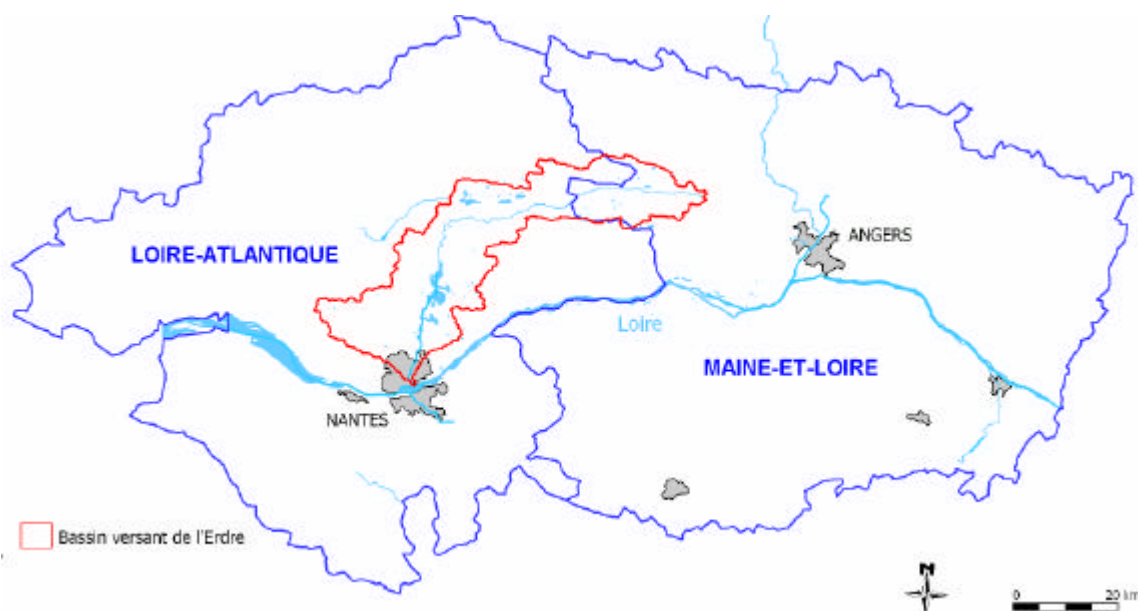
Cette partie sera donc consacrée à l'analyse des caractéristiques de l'Erdre et à l'étude des différents usages. Elle permettra ainsi d'identifier les risques sanitaires les plus préoccupants, et d'en déduire les éléments polluants à surveiller dans les déversements de temps de pluie.

2.1 Présentation de l'Erdre et de son bassin versant

2.1.1 Localisation

Le bassin versant de l'Erdre s'intègre dans celui de la Loire. Situé au nord de Nantes, il s'étend sur 97 492 ha, et sur deux départements : le Maine-et-Loire où l'Erdre prend sa source et la Loire-Atlantique pour la majeure partie de son cours. L'exutoire du bassin se trouve dans la ville de Nantes où l'Erdre rejoint la Loire sur sa rive droite. De forme allongée, le bassin versant suit une orientation Est-Ouest en amont puis Nord-Sud dans sa partie aval (cf. figure 2).

Figure 2. Localisation du bassin versant de l'Erdre



Source : SETUDE 1, 2004

Par ailleurs, l'Erdre est alimentée par de nombreux affluents : pour l'Erdre navigable, il s'agit principalement du Cens, du Gesvres, du Charbonneau, du Grenouillis, de l'Hocmard, et du canal de Nantes à Brest.

2.1.2 Morphologie et fonctionnement hydraulique

D'une longueur totale d'environ 70 km, le cours de l'Erdre évolue fortement d'amont en aval :

- en amont de Nort-sur-Erdre, la rivière se présente comme un cours d'eau classique : il s'agit de l'Erdre sauvage ;
- à l'aval de Nort-sur-Erdre, la rivière prend l'allure d'un grand plan d'eau dont le niveau est principalement établi par l'écluse de Saint Félix implantée à Nantes : il s'agit de l'Erdre navigable.

Pour l'Erdre navigable, les simulations hydrauliques montrent des vitesses très faibles sur la majeure partie du cours d'eau (BCEOM, 1999). Elles indiquent aussi un fort temps de renouvellement des eaux sur la base du débit moyen annuel : le temps de séjour moyen de l'eau est de 30 jours.

L'écluse Saint-Félix, qui ferme la rivière à Nantes, a pour consigne de gestion de maintenir le niveau de navigation à 4,34 m NGF IGN69. La conséquence de ceci est, en été, une fermeture de l'écluse, qui intervient à partir du moment où le niveau baisse au dessous de cette cote, jusqu'à ce que le niveau remonte suffisamment. La période de fermeture varie selon la pluviométrie des années, mais intervient généralement entre les mois de mai et septembre. Ainsi, le temps de séjour dans la rivière, qui est d'environ 10 jours au mois de janvier, serait de 200 jours en été (BCEOM, 1999). On peut donc distinguer deux saisons hydrauliques pour l'Erdre navigable : pendant la période d'ouverture de l'écluse (d'octobre à avril), elle fonctionne comme une rivière, une partie des polluants est transportée par l'eau jusqu'à la confluence avec la Loire ; dès la fermeture de l'écluse (de mai à septembre), elle fonctionne comme un plan d'eau, qui « piège » l'ensemble des polluants déversés.

2.1.3 Qualité des eaux

A) Dispositifs de surveillance

Un réseau de points de mesure important permet de suivre l'évolution de la qualité de la rivière. Ces points sont relevés par la Direction Régionale de l'Environnement des Pays de la Loire (DIREN), par le Service Santé Environnement de la DDASS et par le Service Maritime et de la Navigation (SMN) : on dispose en tout de 14 points de mesure sur le cours de l'Erdre. Il existe également 3 limnimètres, et 14 points de mesure situés sur les affluents, les étangs et le canal de Nantes à Brest.

B) Qualité globale de l'eau

La qualité des eaux d'une rivière peut être évaluée grâce au Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau (SEQ-Eau), utilisé actuellement par les Agences de l'Eau (SIMONET, 2001 ; MEDD & Agences de l'Eau, 2003). Le principe général de cet outil est d'évaluer l'aptitude de l'eau à remplir ses différents usages et fonctions (production d'eau potable, loisirs, etc.). Les concentrations mesurées sont confrontées à des valeurs limites établies sur la base de recommandations de l'OMS et converties en indices de qualité. Ces indices permettent de juger de la qualité de l'eau pour un paramètre, une altération (en retenant l'indice le plus faible obtenu pour les paramètres de l'altération) ou un ensemble d'altérations (en retenant l'indice le plus faible obtenu pour les altérations considérées). Comme le montre le tableau 7, 5 classes ont été déterminées suivant l'indice de qualité obtenu :

Tableau 7. Classes de qualité du système SEQ-Eau

Indice	Classes de qualité
80 à 100	Eau de très bonne qualité
60 à 79	Eau de bonne qualité
40 à 59	Eau de qualité moyenne
20 à 39	Eau de mauvaise qualité
0 à 19	Eau de très mauvaise qualité

D'après les analyses réalisées par le SMN, la DDASS et la DIREN en 2003 et 2004, les paramètres déclassant de la qualité des eaux de l'Erdre sont la matière organique, les micro-organismes et la présence de cyanobactéries. En dehors de ces paramètres, la qualité de l'eau est bonne à moyenne.

Globalement, l'Erdre est une rivière eutrophe sur tout son linéaire y compris dans sa partie la plus en amont. Le degré d'eutrophisation diffère toutefois selon les sites : les sites les plus en aval sont soumis à de nombreux rejets urbains qui, associés aux transferts depuis l'espace rural amont, provoquent une eutrophisation très marquée des eaux. Ces pollutions couplées à la configuration morphologique de l'Erdre navigable (vitesse d'écoulement très faible, fermeture de l'écluse en été, ensoleillement important, charge en matières organiques) favorisent le développement algal dès le premier réchauffement des eaux. Les biomasses excessives observées (jusqu'à 158 mg/L) révèlent qu'un important stock nutritif est disponible (SETUDE 1, 2004). Les fortes teneurs en phosphore total en sont la preuve : l'OCDE considère comme hypereutrophes des eaux dont les concentrations en phosphore sont supérieures à 0,1 mg P/L, or ici les concentrations sont autour de 0,3 mg P/L (OCDE, 1982). Les dosages ponctuels montrent des valeurs plutôt faibles en nutriments dissous (souvent en dessous du seuil de quantification) : toutes les ressources sont immédiatement utilisées par les algues, au fur et à mesure de leur mise à disposition.

La chaîne trophique de l'Erdre est fortement déséquilibrée, avec en particulier :

- des effectifs réduits, voire l'absence totale sur certains sites de poissons superprédateurs (type Brochet) ;
- une régression des poissons planctophages et du zooplancton, laissant la place libre au phytoplancton opportuniste, notamment les cyanobactéries. Celles-ci sont présentes en quantité remarquable dans l'Erdre. Depuis 1998, des blooms ont été observés chaque été sur plusieurs sites. L'annexe 4 est consacrée aux cyanobactéries de l'Erdre : les résultats des mesures de l'année 2003 y sont exposés et nous détaillons également les espèces présentes en Erdre.

C) Qualité des sédiments

Les sédiments peuvent avoir deux types d'impacts sur les blooms de cyanobactéries et la croissance algale :

- un impact indirect dû au relargage de nutriments par les sédiments, favorisant une croissance accrue des cyanobactéries ;
- un impact direct par la remise en suspension de cyanobactéries et de leurs toxines dans la colonne d'eau.

L'étude SETUDE réalisée en 2003 a montré que le phénomène de relargage de nutriments en Erdre ne serait que moyennement important : la détermination des concentrations en phosphore total dans les vases a permis de calculer un indice trophique, sur la base de la méthode de calcul du CEMAGREF (BARBE *et al.*, 1990) : l'indice obtenu indique un état mésotrophe sur l'ensemble du cours de l'Erdre (SETUDE 3, 2004). La charge interne en phosphore n'étant que moyennement importante, les phénomènes de prolifération de cyanobactéries doivent être attribués prioritairement aux apports externes en nutriments. Il ne faut cependant pas exclure la présence possible de poches de relargage

sur certains sites, car l'importance de ce phénomène dépend aussi de caractéristiques locales (conditions anoxiques, vent, passage de bateaux).

Lors de cette même étude, des échantillons de sédiments ont été prélevés sur les sites de la Jonelière et de Port Breton : les analyses ont montré que la principale espèce de cyanobactérie présente en Erdre (*Planktothrix agardhii*) survit dans les sédiments de l'Erdre en période hivernale. De plus, les cellules ont été retrouvées en quantité suffisante pour initier le développement de *Planktothrix agardhii* lors de la prochaine période de croissance algale.

En ce qui concerne les toxines, des expérimentations ont été réalisées. Elles ont montré que les microcystines sont rapidement adsorbées par les sédiments, mais aucune microcystine n'est désorbée : les sédiments renferment vraisemblablement des bactéries capables de dégrader les microcystines.

2.1.4 Sources de dégradation de la qualité de l'eau

A) Activités agricoles

Les activités agricoles constituent une source très importante de dégradation de la qualité des eaux de l'Erdre. En effet, le bassin versant est dominé par l'agriculture : environ 62 % de la superficie est occupée par des activités agricoles (SETUDE 1, 2004). Le bassin est principalement occupé par des prairies et des cultures fourragères, destinées à l'alimentation de l'élevage bovin. La principale activité reste en effet l'élevage, et les ateliers de production animale ont tendance à se développer : engraissement de porcins, volailles.

Le ruissellement et le lessivage des sols ruraux est une des causes de la pollution. Il existe en effet peu de zones tampons ou d'aménagements sur le bassin permettant de ralentir la circulation de l'eau, et donc de limiter le transfert des nutriments présents dans le sol. La seconde cause d'émission de polluants est la fuite d'effluents au niveau des bâtiments d'élevage insuffisamment équipés : en 2003, seuls 30 % des bâtiments étaient aux normes (SETUDE 1, 2004).

Les polluants apportés par les activités agricoles sont principalement des nutriments (azote et phosphore). Durant la période hivernale (d'octobre à avril), les débits des cours d'eau du bassin sont importants et de grandes quantités de nutriments transitent dans l'Erdre. De plus, les fuites d'effluents au niveau des bâtiments d'élevage se manifestent principalement en hiver lorsque les animaux sont dans les bâtiments. L'étude SETUDE a montré que les activités agricoles constituent la principale source de nutriments en période hivernale ; en période estivale, il s'agit de l'assainissement.

B) Activités industrielles

La pression industrielle est assez peu importante sur le bassin versant de l'Erdre. Il existe plusieurs zones artisanales mais peu de zones industrielles, hormis sur la commune de Saint-Mars-la-Jaille et sur les communes situées en périphérie de Nantes. Parmi les industries concernées par le paiement de la redevance de l'Agence de l'Eau, on trouve des industries mécaniques, des ateliers de peinture ou de vernis, des industries agroalimentaires, une entreprise fabriquant des engrais à Saint-Mars-la-Jaille. Les effluents issus des activités industrielles transitent vers le système d'assainissement collectif afin d'être traités.

C) Assainissement

On distingue les rejets de temps sec, qui constituent en réalité des sources de pollution permanentes (stations d'épuration, assainissement autonome), et les rejets de temps de pluie.

a) Rejets de temps sec

Le bassin versant de l'Erdre comprend 53 communes réparties sur les départements du Maine-et-Loire et de la Loire Atlantique, sur une surface de 97 492 ha. Il compte 219 000 habitants inégalement répartis ; les communes les plus importantes sont situées en périphérie de Nantes, sur l'aval de la rivière (SETUDE 1, 2004).

Environ 68% de la population du bassin versant est connectée à un réseau d'assainissement, qui est lui-même relié à une station d'épuration implantée sur le bassin versant de l'Erdre. Le parc de stations d'épuration compte 30 installations de traitement, représentant une capacité totale de 49 525 EH. Quatre types de traitement sont appliqués sur ces ouvrages : traitement biologique par boues activées (15 stations), traitement par lagunage (10 stations), filtres à sable (3 stations) et lits bactériens (2 stations). 97% des personnes raccordées le sont à une station de type boues activées ou lagunage. Les filtres à sable et les lits bactériens traitent surtout les eaux résiduaires de lotissements, de zones industrielles ou artisanales.

Huit stations d'épuration rejettent directement en Erdre, les autres rejettent dans les affluents. Il est à noter que le bassin de l'Erdre est situé en zone sensible azote-phosphore, et que par conséquent, ces deux éléments doivent, réglementairement, faire l'objet d'un traitement spécifique par les unités épuratoires. En 2003, seules 15 % des stations d'épuration traitaient le phosphore. Notons de plus que, compte tenu de l'augmentation démographique, plusieurs installations sont arrivées à leurs limites du point de vue hydraulique. Il s'agit en effet d'un parc de traitement vieillissant (15 ans de moyenne d'âge), mais qui doit faire l'objet d'un renouvellement dans les années à venir.

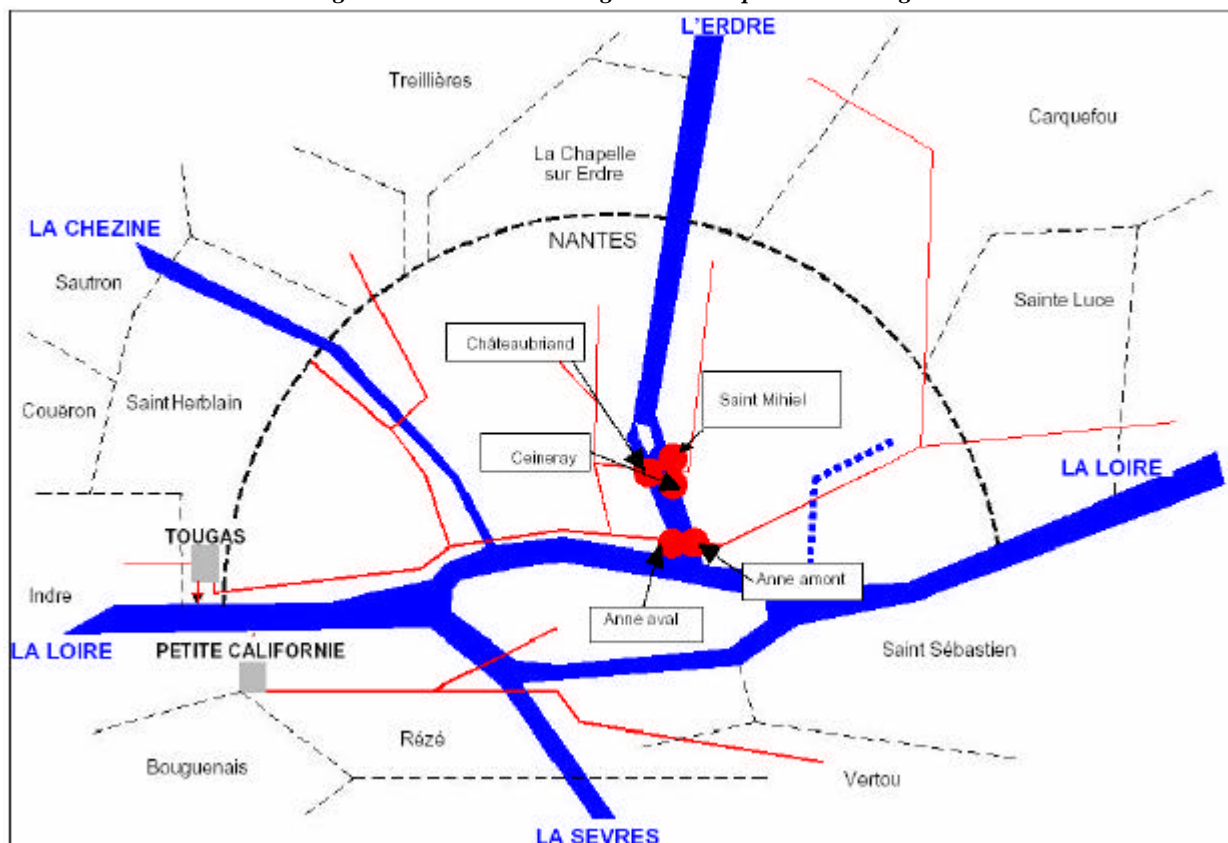
En dehors des zones d'assainissement collectif, les installations individuelles de traitement des eaux usées fonctionnent dans des conditions d'efficacité très variables. Ce type d'assainissement est localisé principalement dans les zones rurales où l'habitat est dispersé. Les taux de raccordement sont importants en amont du bassin, notamment sur les communes de Maine-et-Loire, et dans la zone aval, pour les communes reliées au réseau de la Communauté Urbaine de Nantes. Les autres communes du bassin ont un taux de collecte parfois très faible (jusqu'à 40% pour certaines communes). La plupart des communes du bassin ont fait l'objet d'une étude de zonage, ce qui a permis de recenser les installations d'assainissement non collectif et d'estimer que la plupart ne sont pas conformes aux normes en vigueur (Document Technique Unifié de 1982). La mise en place des Services Publics d'Assainissement Non Collectif (SPANC) à partir de 2005 devrait permettre une meilleure connaissance de la problématique et le développement de stratégies d'amélioration.

b) Rejets de temps de pluie

Déversoirs d'orage

Le réseau unitaire de la ville de Nantes compte 13 déversoirs d'orage ayant comme exutoire l'Erdre. Suivant les directives de l'arrêté préfectoral du 15 mai 1995, les déversoirs les plus importants sont équipés de dispositifs de mesure permettant de déterminer le nombre de déversements, leur durée et les volumes rejetés (les déversoirs concernés sont équipés de capteurs piézométriques et de capteurs de vitesse). On dispose ainsi d'informations pour 5 déversoirs représentés sur la figure 3 :

Figure 3. Déversoirs d'orage surveillés par la météologie



Les données correspondant à l'année 2004 sont reportées dans le tableau 8 :

Tableau 8. Données de la météologie sur les déversoirs d'orage pour l'année 2004 et durées de déversement annuelles autorisées

Nom du déversoir	Durée de déversement annuelle (h)	Durée de déversement annuelle autorisée (h)	Nombre de déversements	Volume déversé en 2004 (m ³)
Chateaubriand (DM 31)	1	124	4	421
Desaix (DF 116)	-	19	-	-
Versailles (DM 24)	-	121	-	-
Saint Mihiel (DM 25)	93	155	49	82 155
Pont Morand (DF 110)	-	4	-	-
Ceineray amont (DF 112)	148	115	56	30 423
Ceineray aval (DF 112)	-	333	-	-
Duchesse Anne amont (DF 105)	766	438	80	201 917
Duchesse Anne aval (DF 104)	873	438	84	241 620

Source : Direction de l'Assainissement de Nantes Métropole, 2004.

Les durées de déversement autorisées sont celles définies par l'arrêté préfectoral du 15 février 2005. De plus, pour chaque déversoir, la durée de déversement mensuelle ne doit pas dépasser 48 heures. Les quatre déversoirs non répertoriés (Bouillé DF 114, Carterie DF 115, Van Iseghem DF 141 et Tortière DF 118) sont de moindre importance et ne déversent que très rarement. Il est prévu pour l'année 2005 d'équiper deux autres déversoirs de dispositifs de mesure : il s'agit de Versailles et de Ceineray aval. On peut noter que les rejets des déversoirs de Duchesse Anne dépassent largement la durée de déversement autorisée. Ceux de Ceineray amont ne répondent pas non plus aux exigences réglementaires.

Il existe pour le moment peu de données qualitatives sur les effluents rejetées par les déversoirs d'orage. Des mesures en semi-continu ont été réalisées par le LCPC entre 2002 et 2004 sur le déversoir de Saint Mihiel, pour une quinzaine d'événements pluvieux. Un dispositif de mesure en continu a été mis en place en mai 2005 au niveau d'un des déversoirs de Duchesse Anne afin de déterminer la DCO, mais les données ne sont pas encore exploitables.

Postes de refoulement

Le nord de Nantes et les communes situées en périphérie sont équipées d'un réseau séparatif muni de nombreux postes de refoulement : on compte 67 postes situés sur le bassin de l'Erdre (cf. carte en annexe 5). Les trop-plein déversent soit directement en Erdre, soit dans ses affluents, soit dans un réseau d'eaux pluviales. Les temps annuels de surverse (pour les postes équipés de dispositifs de surveillance) sont donnés en annexe 6.

Les seules mesures qualitatives existantes pour les postes de refoulement concernent le poste de la Havardière, pour lequel le SMN a réalisé des mesures en 1999 et 2001, en période de temps pluvieux (cf. tableau 9).

Tableau 9. Concentrations en divers polluants dans les effluents rejetés par le poste de refoulement de la Havardière

Date	NH ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	Cl (mg/L)	MES (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DCO (mg/L)	E. Coli (nb/100mL)	Streptocoques fécaux (nb/100mL)	Débit (L/s)
14 déc. 1999	12,51	11,52	5,81	50,0	48,0	62,0	180	1 444 000	239 200	2,00
2 mai 2001	29,20	0,20	5,00	52,0	340,0	260,0	600,0	8 064 000	2 873 000	4,00

Source : SMN, 1999 et 2001.

Points de rejet d'eaux pluviales

Les points de rejet d'eaux pluviales dans l'Erdre sont extrêmement nombreux. Certains apportent au milieu une pollution conséquente en raison de dysfonctionnements des réseaux : le plus souvent, ce sont des mauvais raccordements entraînant des rejets d'eaux usées dans les eaux pluviales. Des suivis annuels sont assurés par le SMN (et par la Communauté Urbaine de Nantes depuis 2002). Un inventaire des rejets suspects est réalisé (présence d'eaux usées, déversements par temps sec), et les dysfonctionnements principaux sont signalés afin qu'ils soient corrigés par les structures responsables de leur exploitation. Les concentrations des principaux points de rejet ayant fait l'objet d'un suivi sont données en annexe 7.

Les campagnes de mesures effectuées sur les rejets directs en Erdre révèlent des qualités particulièrement dégradées pour les points G 996 710 (situé 10 m en aval du pont de la Tortière), G 994 695 (quai de la Jonelière) et G 995 685 (L'Eraudière).

2.2 Le projet de prise d'eau de secours en Erdre

2.2.1 Aspects réglementaires

La directive européenne n°75/440/CEE du 16 juin 1975 définit la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire. Celle-ci a été transposée en droit français dans le Code de la Santé Publique (Articles R 1321-38 et R 1321-39). Les ressources en eau sont classées en 3 groupes, correspondant à des valeurs guides et valeurs limites impératives pour divers paramètres (paramètres organoleptiques, paramètres physico-chimiques, paramètres concernant les substances toxiques et indésirables,

paramètres microbiologiques et pesticides). Comme le montre le tableau 10, les systèmes de traitement à mettre en place sont définis en fonction du groupe auquel correspond la qualité de l'eau.

Tableau 10. Groupes de qualité des ressources en eau et traitements correspondants

Groupe	Type de traitement
A1	Traitement physique simple et désinfection
A2	Traitement normal physique, chimique et désinfection
A3	Traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection

Les eaux dont la qualité n'est pas conforme aux valeurs limites définies pour le groupe A3 ne peuvent pas être utilisées pour la production d'eau alimentaire. Il existe cependant des possibilités de dérogation à certains paramètres, par exemple, en cas d'inondations ou de catastrophes naturelles, en cas d'eaux superficielles subissant un enrichissement naturel en certaines substances, etc. (Code de la Santé Publique, Articles R 1321-40 et R 1321-41). Une dérogation limitée dans le temps peut également être délivrée lorsque l'utilisation de l'eau ne constitue pas un danger potentiel pour la santé des personnes et s'il n'existe pas d'autre moyen raisonnable pour maintenir la distribution de l'eau destinée à la consommation humaine (Article R 1321-31).

En cas de dépassement aux valeurs fixées par la réglementation, des problèmes techniques et des risques sanitaires peuvent subvenir. Aussi, le dépassement d'une valeur limite entraîne la mise en place d'une procédure administrative de dérogation accordée par le Préfet après avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF).

2.2.2 Contexte général de l'alimentation en eau potable de la communauté urbaine

La Loire constitue aujourd'hui l'unique ressource permettant d'approvisionner l'agglomération de Nantes en eau potable. En effet, la communauté urbaine ne dispose actuellement que de deux prises d'eau en Loire pour alimenter son usine de production d'eau potable. La première, située à Mauves-sur-Loire, représente plus de 95% des prélèvements. La seconde, située au droit de l'usine de la Roche à Nantes, est secondaire et ne peut être utilisée de manière permanente du fait de la présence du bouchon vaseux pendant une partie de l'année. Elle est utilisée lors des opérations de maintenance de la prise d'eau principale.

L'alimentation en eau potable des 550 000 habitants de l'agglomération de Nantes est assurée principalement par deux usines de production d'eau potable :

- l'usine de Basse Goulaine, propriété du Syndicat Sud Estuaire, pour 10% des besoins (prélèvement dans la nappe alluviale de la Loire) ;
- l'usine de la Roche, propriété de la Communauté Urbaine, pour près des 90% restants (alimentée par le prélèvement à Mauves-sur-Loire). Sa capacité de production est de 240 000 m³ par jour.

L'usine de la Roche fournit chaque jour 115 000 m³ d'eau avec des pointes annuelles de 150 000 m³. De plus, 30 000 m³ peuvent secourir l'usine de Basse Goulaine. Cette usine, la plus importante de la région Ouest, alimente ainsi la moitié de la population du département de Loire Atlantique. Il n'existe cependant aucune structure permettant de la secourir en cas d'indisponibilité de la ressource.

2.2.3 Probabilité de devoir recourir à une ressource de secours

Il existe de nombreuses sources de pollution pour la Loire : rejets de l'agriculture, assainissement des agglomérations, rejets industriels chroniques. Mais il s'agit de rejets permanents qui, une fois dilués dans les eaux de la Loire, ne gênent pas le fonctionnement de l'usine de la Roche. Le phénomène particulier de remontée du bouchon vaseux a été à l'origine de la création de la prise d'eau de Mauves-sur-Loire. Ce phénomène peut gêner le

fonctionnement de la prise d'eau de la Roche, mais la prise d'eau utilisée actuellement en est affranchie. Il existe en revanche des risques de pollutions accidentelles, qui sont principalement liés aux transports, à l'activité industrielle, aux stations d'épuration et au déversement accidentel de matières radioactives dans la Loire.

Dans le cadre d'une étude réalisée pour la Communauté Urbaine de Nantes (AEDIA, ATOS, 2003), les probabilités d'occurrence des pollutions accidentelles ont été estimées :

- pour les déversements de matières dangereuses au niveau des ponts, elles sont de l'ordre de 0,006 par an, soit un accident pour une période supérieure à 166 ans ;
- pour les déversements de matières dangereuses dans le réseau d'eaux pluviales : 0,04 par an, soit un accident pour une période supérieure à 26 ans (sans tenir compte des possibilités d'intervention) ;
- pour les déversements de matières dangereuses par déraillement d'un train : 0,0014 par an entre Angers et Mauves-sur-Loire ;
- aucun navire transportant des matières dangereuse ne circule en amont de Nantes, le risque d'accident est donc très faible, il pourrait venir uniquement des réservoirs de carburant ;
- il existe un oléoduc éloigné de 175 km par rapport à la prise d'eau : ce risque est donc limité ;
- l'établissement classé « Seveso » le plus proche est situé à 130 km. L'événement redouté serait le déversement accidentel d'une citerne sur un sol raccordé à un réseau de collecte d'eaux pluviales. L'ordre de grandeur serait de 30 m³. Compte-tenu du phénomène de dilution, les concentrations en polluants seraient extrêmement faibles au droit de la prise d'eau ;
- de même, compte-tenu de la dilution, les concentrations en polluants provenant de dysfonctionnements au niveau d'une station d'épuration seraient faibles au droit de la prise d'eau ;
- la dissémination de matières radioactives en Loire constituerait un accident très grave, mais compte-tenus des dispositifs de sécurité, la probabilité d'occurrence d'un tel accident est extrêmement faible.

Les pollutions accidentelles en Loire sont donc possibles mais compte-tenus du débit du fleuve et des capacités de traitement de l'usine de la Roche (capable de traiter les eaux du groupe A3), les conséquences resteraient en général limitées. Ainsi, les modélisations effectuées par la société BCEOM montrent que les concentrations prévisibles au niveau de la prise d'eau sont compatibles avec les capacités de traitement pour la plupart des paramètres du groupe A3 (AEDIA, ATOS, 2003).

En dehors des risques liés à la malveillance, le risque de perte de la ressource en Loire serait lié :

- à des accidents majeurs, exceptionnels, voire improbables, pouvant entraîner la dégradation grave de la qualité des eaux de la Loire, sur des distances importantes (accident majeur sur une centrale nucléaire, pollution chimique grave) ;
- à des déversements accidentels proches, possibles, ne bénéficiant pas du facteur de dilution du fleuve (déraillement d'un train).

Les effets des déversements proches sont cependant limités du fait de la durée relativement courte du phénomène. Les capacités de stockage, de l'ordre de 125 000 m³, peuvent en effet permettre d'arrêter le fonctionnement de l'usine pendant 11 heures. De plus, en dehors des périodes d'étiage, il est possible d'utiliser la prise d'eau située à Nantes si la qualité de l'eau à Mauves-sur-Loire est dégradée.

La probabilité de devoir recourir à une ressource de secours est donc faible. Mais, étant donnée l'importance de l'usine de la Roche, il semble indispensable de disposer d'une

seconde réserve d'eau brute : une pollution accidentelle en Loire est toujours possible et elle stopperait l'alimentation en eau d'un demi-million d'habitants.

Etant donné le débit de la Loire, une situation de crise pourrait s'étendre sur une période variant de 1 à 15 jours. Cette période de temps a été estimée pour une pollution grave par des produits chimiques (BCEOM, 1999). Les volumes d'eau journaliers à prélever seraient de l'ordre de 156 000 m³, soit environ 2 340 000 m³ pour une crise maximale de 15 jours, (Direction de l'Eau, 2005).

2.2.4 Choix de la ressource en Erdre

La Direction de l'Eau de la Communauté Urbaine de Nantes a pour projet d'utiliser l'Erdre comme ressource de substitution. En effet, les autres ressources disponibles sur le territoire du département ne présentent pas les capacités suffisantes pour secourir l'usine de la Roche.

L'Erdre est dissociée de la Loire par une écluse : une réserve d'eau est ainsi disponible. Trois sites sont envisagés : la Beaujoire, la Tortière et le canal Saint Félix (cf. carte en annexe 8).

Une étude de faisabilité d'une prise d'eau en Erdre (BCEOM, 1999) a permis de définir les incidences hydrauliques d'un prélèvement. Les débits de l'Erdre au cours de l'année sont donnés dans le tableau 11.

Tableau 11. Débits de l'Erdre en régime normal (en m³/s)

Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
12,0	14,1	9,16	5,46	3,80	1,75	0,78	0,49	0,58	1,36	2,92	7,70

Source : BCEOM, 1999

En situation de crise, le débit moyen à prélever serait de 1,74 m³/s à 2 m³/s. On peut considérer qu'en régime normal, tous les besoins sont satisfaits par l'écoulement du cours d'eau, hormis pendant cinq mois : juin, juillet, août, septembre et octobre. Pendant ces cinq mois, et lorsque exceptionnellement, le débit est inférieur au volume prélevé, il est fait appel à la réserve constituée par le plan d'eau. En supposant que la période de crise durerait 15 jours et que, pendant cette période, le débit de l'Erdre resterait nul, le volume restant représenterait entre 67,5% et 73% du volume d'origine, et le prélèvement représenterait un abaissement d'une quarantaine de centimètres. Le tirant d'eau réglementaire pour la navigation ne pourrait pas être garanti sur la totalité du chenal : des dispositions réglementaires à caractère provisoire devraient alors être prises au regard de la navigation.

Du point de vue quantitatif, le pompage de secours dans l'Erdre se traduit donc par une baisse généralisée mais modeste du niveau de l'eau des trois sites.

2.2.5 Capacité de traitement de l'eau de l'Erdre

Le cours de l'Erdre est proche de l'usine d'eau potable de la Roche : le traitement serait donc effectué par cette usine. La filière de traitement en place a été définie, dans son principe, au début des années 1970 et a fait l'objet de modifications pour tenir compte de l'évolution de la qualité de la ressource et de la réglementation. La filière de traitement actuelle permet de traiter des eaux de catégorie A3. Elle comprend les phases suivantes :

- acidification au CO₂,
- pré-ozonation,
- adsorption sur charbon actif en poudre des micropolluants en particulier des pointes de pesticides (le dispositif est saisonnier à raison de 3 à 4 mois par an),
- floculation (sulfate d'alumine et adjuvant de floculation),
- décantation,
- filtration sur sable,

- désinfection à l’ozone,
- affinage sur charbon actif en grain,
- neutralisation et rectification du pH au pH d’équilibre (soude),
- post-désinfection à la javel,
- stockage d’eau.

Dans l’optique d’utiliser l’eau de l’Erdre comme ressource de secours, des campagnes de mesure ont été réalisées entre 1999 et 2001 sur les sites de la Beaujoire, de la Tortière et de Saint Félix. Les résultats des analyses ont été comparés aux valeurs limites réglementaires fixées pour les eaux brutes (annexes I.3 et III du décret 2001-1220). Les paramètres dépassant les seuils fixés par la réglementation sont la matière organique (oxydabilité au KMnO_4 , DCO, DBO_5 , Coloration), les micro-organismes (coliformes thermotolérants et entérocoques), l’indice phénol, les substances extractibles au chloroforme (SEC), et dans une moindre mesure, l’azote Kjeldhal (cf. résultats des analyses en annexe 9).

A) Elimination de la matière organique

La pré-ozonation transforme une fraction du COD en CODB, ce qui favorisera ensuite la dégradation biologique. L’étape de coagulation/décantation permet d’éliminer la majeure partie de la matière organique. D’après les essais réalisés en 2000, les taux de réactifs à utiliser seraient les suivants (cf. tableau 12) :

Tableau 12. Résultats des Jar-tests réalisés en 2000 sur les eaux de l’Erdre et de la Loire

	Jar-tests 2000 (mg/L)			
	Loire Mauves	Saint Félix	La Tortière	La Beaujoire
Sulfate d’aluminium	110	280	260	390
Chlorure ferrique	80	170	190	230
Aqualenc F ₁	120	240	250	390
Wac HB	120	290	280	450

Source : Régie de l’eau, 2000

L’objectif de turbidité (environ 1 NTU sur l’eau décantée) est atteint sans problème. Par contre, l’objectif de résiduel en matières organiques (environ 3 mg/L O_2 sur l’eau décantée) n’est pratiquement jamais obtenu. Les phases de traitement suivantes à l’ozone et au charbon actif devraient permettre de respecter la réglementation en vigueur : l’ozone transforme le COD en CODB et le charbon actif permet l’élimination du CODB.

B) Elimination des micro-organismes

La désinfection à l’ozone suivie d’une désinfection à la javel constitue un dispositif efficace pour l’élimination des micro-organismes. Cette filière de traitement a prouvé son efficacité en traitant, jusqu’en 1989, une ressource très affectée par le bouchon vaseux présent dans l’estuaire : jusqu’à 300 000 coliformes totaux (24 651 en moyenne) et 7 000 streptocoques fécaux (854 en moyenne).

Concernant les cyanobactéries, les traitements classiques de coagulation, décantation et filtration se révèlent efficaces pour retenir les cellules : le rendement est généralement supérieur à 90%. L’adsorption sur charbon actif est un procédé efficace pour les toxines, mais cette efficacité dépend de la qualité de l’eau, notamment de sa teneur en matières organiques, de la qualité du charbon, de la dose employée ainsi que du temps de contact. Le charbon actif en poudre à une concentration supérieure à 20-30 mg/L permettrait cependant de réduire la concentration des microcystines de plus de 90% (CHEVALIER, 1999). En revanche, l’ozone, pour des doses couramment utilisées (entre 1 et 3 mg/l), se révèle être un procédé particulièrement efficace, d’autant plus qu’il permet d’éliminer aussi

bien les cyanobactéries que les toxines : les rendements d'élimination des microcystines seraient supérieurs à 98% (JORET, 2003).

L'étape de pré-ozonation permettra donc d'éliminer au moins une fraction des cyanobactéries et des toxines. Les cellules restantes seront éliminées lors des phases de coagulation, décantation, filtration et ozonation. Les toxines seront éliminées par ozonation et par adsorption sur charbon actif (en grain ou en poudre). La dernière étape de désinfection pourra éventuellement compléter le traitement. La valeur limite à ne pas dépasser est de 1 µg/L de microcystine-LR (valeur recommandée par l'OMS et figurant dans l'annexe I du Code de la Santé Publique).

C) Élimination des autres éléments indésirables

L'azote ammoniacal sera éliminé par voie biologique sur les filtres à sable et à charbon actif en grain. L'ozone permet l'élimination complète des phénols et la réduction très sensible des SEC.

2.2.6 Risques sanitaires potentiels

La filière de traitement en place à l'usine de la Roche apparaît comme efficace pour traiter les eaux de l'Erdre. Si, malgré tout, des dépassements des valeurs limites réglementaires survenaient sur l'eau traitée, les risques sanitaires les plus à craindre concerneraient les micro-organismes. En effet, pour les matières organiques, l'eau risquerait de présenter un goût et une odeur désagréable, et pourrait contenir des sous-produits de désinfection engendrés par l'interaction entre les oxydants et les molécules initialement présentes dans l'eau (THM). Les effets sur la santé de ces sous-produits sont assez mal connus, mais il s'agirait davantage d'effets chroniques (apparition de cancers). L'utilisation de la prise d'eau en Erdre devrait rester limitée à une quinzaine de jours, durée largement insuffisante pour déclencher des risques de type chronique chez les personnes exposées. De même, l'ingestion de micro-polluants, notamment de SEC, ne peut comporter de risques très importants sur une durée de 15 jours, à moins que les concentrations soient très élevées (ce qui est peu probable étant donnée l'utilisation de l'ozone). Pour les cyanobactéries, il convient de rester vigilants étant donnée la présence particulièrement importante de cyanobactéries dans l'Erdre. Ceci dit, la filière de traitement en place devrait permettre d'éliminer la majeure partie, si ce n'est la totalité, des cellules et des toxines.

En revanche, en ce qui concerne les micro-organismes (autres que les cyanobactéries), il est important de remarquer qu'il subsiste de nombreuses incertitudes sur l'écologie microbienne des eaux destinées à la consommation humaine, notamment vis-à-vis des virus, des protozoaires et des parasites tels que *Cryptosporidium* et *Giardia*. Aussi, la détermination des teneurs en GTCF ne renseigne pas toujours sur la présence de tels micro-organismes, car leur capacité de survie est bien plus importante.

Dans le cadre du projet de prise d'eau de secours en Erdre, la présence de *Cryptosporidium* et de *Giardia* a été recherchée dans les eaux de l'Erdre. Les résultats sont présentés dans le tableau 13.

Tableau 13. Recherche de *Cryptosporidium* et de *Giardia* dans les eaux de l'Erdre (prélèvements effectués le 09/09/03)

	Cryptosporidium (dénombrement d'oocystes)	Giardia (dénombrement de kystes)
La Beaujoire	2 pour 10 litres filtrés	14 pour 10 litres filtrés
La Tortière	3 pour 8 litres filtrés	11 pour 8 litres filtrés
Saint Félix	10 pour 10 litres filtrés	109 pour 10 litres filtrés

L'Erdre n'est donc pas dépourvue de tels micro-organismes.

Remarquons que le site de Saint Félix semble particulièrement contaminé par *Cryptosporidium* et *Giardia*. L'étude des analyses réalisées par le SMN en 2003 et 2004 sur les sites de Sucé-sur-Erdre et de Saint Félix confirme cette remarque (cf. analyses en annexe 10) : les résultats ne donnent des valeurs élevées que sur le site de Saint Félix. Mais ces valeurs, pouvant être très élevées, ne sont que momentanées : il est fort probable qu'elles soient liées aux déversements de temps de pluie par les déversoirs d'orage situés dans cette zone.

Une comparaison des eaux des trois sites par des tests statistiques (test de Mann-Wilcoxon), a mis en évidence que les valeurs de certains paramètres sont plus élevées sur le site de la Beaujoire (cf. tableau 14).

Tableau 14. Classement des sites potentiels pour la future prise d'eau en fonction de paramètres de qualité

	Maximum	Medium	Minimum
Chlorophylle a	Beaujoire		St Félix - Tortière
Phléophytine	Tortière		St Félix
DBO ₅		Beaujoire – St Félix	Tortière
DCO	Beaujoire		St Félix
% de sat. en O ₂	Beaujoire		St Félix -Tortière
Nitrates		Beaujoire – St Félix – Tortière	
Phosphates		Beaujoire – St Félix – Tortière	
Azote Kjeldhal	Beaujoire	St Félix	Tortière
Ox. au KmnO ₄	Beaujoire		St Félix – Tortière
Ammoniaque	St Félix	Tortière	
SEC	Beaujoire		St Félix – Tortière

Source : COURBOT, 2001

Le traitement des eaux du site de la Beaujoire serait donc plus difficile. Comme la Beaujoire est aussi le site le plus éloigné de l'usine de la Roche, les coûts liés à la mise en place de canalisations pour le transport de l'eau sont les plus importants. Les sites de Saint Félix et de la Tortière sont donc plus favorables à la mise en place d'une prise d'eau. Cependant, en raison des contaminations par les micro-organismes, il est important de mettre en place des actions permettant de limiter les RUPT, en particulier sur le site de Saint Félix. Nous verrons dans la suite qu'il est prévu d'effectuer des travaux, notamment sur les déversoirs de Duchesse Anne.

2.3 Les activités de loisirs

2.3.1 Description des activités

L'Erdre a toujours eu une grande importance sociale et économique pour l'agglomération nantaise. Aujourd'hui encore, malgré la disparition du transport fluvial et commercial, les Nantais entretiennent des relations privilégiées avec l'Erdre. Les principaux usages sont orientés vers les activités de loisirs et de tourisme. Ils ont lieu sur la partie navigable de l'Erdre entre Nort-sur-Erdre et Nantes.

A) Les usages de loisirs

Les activités de loisirs peuvent être regroupées en trois grandes familles : la navigation, les sports pratiqués sur le plan d'eau et les activités de rive (promenade, pêche). Seules les activités nautiques et les activités de rive peuvent exposer les personnes à des risques sanitaires.

a) *Les activités nautiques*

Les principaux sports nautiques pratiqués sont la voile, la planche à voile, l'aviron et le canoë-kayak. Ils sont exercés principalement sur 4 secteurs (cf. carte en annexe 11) :

- la Plaine de la Poupinière ;
- la Plaine de Mazerolles ;
- en aval de Sucé-sur-Erdre jusqu'à la Grimaudière ;
- entre le Port des Charrettes et l'Île de Versailles à Nantes.

La baignade est interdite sur le cours de l'Erdre.

La voile et la planche à voile

Elles sont autorisées jusqu'à la Jonelière. Le nombre de pratiquants de voile et planche à voile est relativement important : d'après une étude réalisée dans le cadre de la mise en place de la navette fluviale sur l'Erdre, le *Centre de Voile Amitié Nature de Nantes*, basé à la Jonelière, accueille à lui seul entre 100 et 150 usagers par jours, qui peuvent pratiquer aussi bien la voile que la planche à voile (SCHMAUCH, 2004)¹.

Les contacts avec l'eau lors de la pratique de la voile sont peu nombreux. En revanche, la planche à voile occasionne de nombreux contacts et présente des risques d'immersion.

L'aviron

Sa pratique est autorisée entre Sucé-sur-Erdre et la Grimaudière, et entre le pont de la Jonelière et le pont de la Motte Rouge à Nantes, certaines embarcations naviguant jusqu'au niveau de l'Île de Versailles. Notons qu'il existe une relative concentration des embarcations entre les ponts de la Jonelière et de la Tortière.

Les trois clubs d'aviron basés à la Jonelière, le *Cercle de l'Aviron de Nantes*, le club *Léo Lagrange* et l'*Université de Nantes Aviron*, comptent à eux seuls 2 570 licenciés (SCHMAUCH, 2004).

Les risques d'immersion sont pratiquement nuls, mais les contacts avec l'eau sont tout de même fréquents.

Le canoë-kayak

Le canoë-kayak est pratiqué sur les 4 secteurs cités précédemment, mais les usagers empruntent parfois le canal Saint-Félix pour se rendre jusqu'à l'écluse. La mise en place de la navette fluviale doit entraîner l'interdiction, pour toutes les embarcations légères non motorisées, d'emprunter le canal Saint-Félix, mais cette interdiction sera probablement limitée aux heures de circulation de la navette fluviale (SCHMAUCH, 2004). En particulier, la *Base nautique municipale de Nantes* organise en été des excursions nocturnes en canoë-kayak, dont le parcours comprend le canal Saint Félix.

Le canoë-kayak est une activité très pratiquée sur l'Erdre. Ainsi, le club *Nantes Atlantique Canoë Kayak* dispose à lui seul de 135 embarcations, qui effectuent en moyenne 44 mouvements par jour. Le nombre de personnes accueillies par ce club serait donc de l'ordre de 21 850 personnes par an (SCHMAUCH, 2004).

La pratique du canoë-kayak occasionne de nombreux contacts avec l'eau. Les risques d'immersion sont relativement importants, en particulier lors de la pratique du kayak-polo (BARGUIL, 2002).

¹ Aucune étude complète sur la fréquentation des clubs nautiques de l'Erdre n'a été réalisée jusqu'ici, et tous les clubs ne disposent pas de données précises. Cependant, une enquête vient d'être lancée par l'EDEN. Les résultats devraient être disponibles pour la fin de l'année 2005.

b) Les activités de rive

Les activités de rive concernent essentiellement la pêche et la promenade. Cette dernière activité ne comporte pas de risques sanitaires particuliers, à part peut-être la leptospirose qui peut être facilement contractée par les chiens des promeneurs. La pêche amateur s'exerce quant à elle sur l'ensemble du cours de l'Erdre. Les poissons les plus couramment pêchés sont symptomatiques d'un cours d'eau eutrophe (poissons chats, anguilles, etc.).

B) Les usages professionnels

Les usages professionnels concernent essentiellement la navigation, avec en particulier la mise en place de navettes fluviales : l'une permet de traverser l'Erdre de Petit Port à Port Boyer, la seconde, qui sera mise en place en septembre 2005, desservira 7 stations entre la Jonelière et Gare Sud (située à proximité de l'écluse Saint Félix).

La pêche professionnelle est exercée par trois pêcheurs professionnels qui se partagent la rivière de Nort-sur-Erdre à Carquefou, comme suit (SETUDE 1, 2004) :

- de La Poupinière jusqu'à l'aval de Sucé sur Erdre ;
- de Sucé sur Erdre jusqu'à la Basse Poterie ;
- les Marais de Saint Mars.

Le résultat de la pêche est vendu aux restaurateurs locaux. Leur activité est continue tout au long de l'année, à l'exception des périodes où l'Erdre est gelée.

2.3.2 Aspects réglementaires

L'activité de pêche en eau douce ne fait pas l'objet de réglementations dans le domaine sanitaire.

En ce qui concerne les activités nautiques, la réglementation aborde les aspects de sécurité relatifs à l'équipement et à la configuration physique de l'environnement, mais les risques sanitaires liés à la qualité de l'eau ne sont pas réglementés. Seul le risque lié à la prolifération de cyanobactéries a fait l'objet de deux circulaires émises par la Direction Générale de la Santé (DGS) : il s'agit des circulaires n° 2003-270 du 4 juin 2003, et n° 2004-364 du 28 juillet 2004. Elles font suite à des avis prononcés par le CSHPF, et demandent que soient appliquées les recommandations qui ont été formulées : il s'agit de mettre en œuvre un programme de surveillance des zones de baignade et de loisirs nautiques. Les sites connus comme sensibles à l'eutrophisation, ayant déjà présenté des épisodes de proliférations de cyanobactéries, ou dont le niveau de fréquentation est élevé, doivent faire l'objet d'une surveillance particulière, avec observation visuelle, mesure de la turbidité et du pH, et éventuellement des dosages de chlorophylle a. Tout changement caractéristique du milieu ne pouvant être expliqué par des causes locales simples qui ne présentent pas de caractère dangereux (augmentation de la turbidité suite à une pluie abondante...) doit conduire le gestionnaire du site et les services de la DDASS à réaliser un ou plusieurs prélèvements qui seront analysés pour rechercher la présence de cyanobactéries. Selon le nombre de cyanobactéries présentes, un dispositif de suivi et des mesures de gestion appropriées sont mis en place. Les recommandations, en termes de gestion et d'information du public, sont détaillées en annexe 12. Notons que la baignade est interdite lorsque le nombre de cyanobactéries a atteint le seuil de 100 000 cellules/mL et lorsque la teneur en toxines est supérieure à 25 µg/L de microcystine LR. Les activités nautiques sont interdites si l'eau présente de plus une forte coloration et/ou une couche mousseuse.

Les activités nautiques pratiquées en Erdre entraînent des contacts plus ou moins fréquents avec l'eau. Les dangers liés à une mauvaise qualité de l'eau sont identiques à ceux encourus par des baigneurs. Cependant, l'exposition n'est pas la même : le contact cutané avec l'eau est beaucoup moins important, et l'ingestion ne peut avoir lieu que lors

d'une chute accidentelle dans l'eau. Mais à la différence de la baignade, ces sports peuvent être pratiqués tout au long de l'année, plusieurs fois par semaine pour certains sportifs.

Notons que la qualité des eaux de baignade fait l'objet d'une réglementation qui organise la surveillance des sites de baignade afin de limiter l'exposition des populations. Aujourd'hui, ce sont les normes de qualité établies par la directive européenne n°76-160 du 8 décembre 1975 qui restent en vigueur. Cette directive est appliquée en France par le décret n°81-324 du 7 avril 1981, modifié par le décret n°91-980 du 20 septembre 1991. Elle prévoit 14 paramètres physico-chimiques et 5 paramètres microbiologiques, devant satisfaire à des valeurs guides et impératives. Les valeurs correspondant aux paramètres microbiologiques sont données dans le tableau 15 :

Tableau 15. Limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade

Paramètres	Valeur guide	Valeur impérative	Fréquence d'échantillonnage
Coliformes totaux /100 mL	500	10 000	Bimensuelle
Coliformes thermotolérants /100 mL	100	2 000	bimensuelle
Streptocoques fécaux /100 mL	100	-*	bimensuelle
Salmonelles /1 L	-*	0	(a)
Entérovirus PFU/10 L	-*	0	(a)

* valeur non définie

(a) Teneur à vérifier lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible, ou lors d'une détérioration de la qualité des eaux.

Aujourd'hui, une nouvelle directive est en cours de réalisation. Elle répondra à l'évolution des technologies et des connaissances scientifiques, et sera compatible avec les nouvelles contraintes fixées par la directive cadre sur l'eau. Les nouvelles valeurs seuils qui seront adoptées concernant les GTCF sont indiquées dans le tableau 16 :

Tableau 16. Projet de limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade

Paramètres	Excellente qualité	Bonne qualité	Fréquence d'échantillonnage
Entérocoques intestinaux /100 mL	100	200	Bimensuelle
<i>Escherichia Coli</i> /100 mL	250	500	Bimensuelle

Notons qu'il est prévu d'inclure dans la prochaine directive le paramètre « prolifération de micro-algues » en tant que paramètre à surveiller dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de baignade.

2.3.3 Risques sanitaires potentiels

Pour les personnes pratiquant des activités nautiques, les dangers les plus à craindre concernent les cyanobactéries et les autres micro-organismes. Les cyanobactéries présentes en Erdre (essentiellement *Planktothrix agardhii*) peuvent produire des microcystines hépatotoxiques et de l'anatoxine-a neurotoxique. Leur présence peut également entraîner des irritations dermatologiques. Etant données les teneurs importantes relevées en Erdre, il est important de tenir compte des dangers représentés par les cyanobactéries. Depuis quelques années, des blooms ont eu lieu chaque été, rendant nécessaire l'interdiction temporaire des activités sur l'Erdre. Notons que le secteur de la Jonelière, fortement touché par les proliférations de cyanobactéries, correspond aussi au secteur le plus fréquenté par les pratiquants de sports nautiques (SCHMAUCH, 2004).

La contamination des eaux de l'Erdre en micro-organismes semble à première vue assez faible : les résultats des prélèvements effectués par la DDASS font apparaître des concentrations peu élevées en GTCF (cf. annexe 10). Seules quelques valeurs élevées en *Escherichia Coli* sont relevées à Nort-sur-Erdre. Les analyses réalisées par le SMN en 2003 et 2004 sur les sites de Sucé-sur-Erdre et de Saint Félix confirment ces résultats mais font apparaître des valeurs momentanément très élevées à Saint Félix : l'Erdre pourrait

connaître des épisodes de fortes contaminations qui seraient liés aux déversements de temps de pluie. Les personnes pratiquant des activités nautiques dans les périodes qui suivent les épisodes pluvieux pourraient donc être exposées à un certain nombre de germes pathogènes.

Il existerait aussi des risques de contamination par des leptospires. Ces bactéries sont excrétées par les urines de certains animaux sauvages ou domestiques, en particulier les rongeurs, et peuvent contaminer les eaux de surface, les sols ou les boues. Notons que la présence de rats dans les égouts peut conduire à une contamination microbiologique des eaux de surface via les rejets de temps de pluie. L'infection se fait par contact direct avec de l'urine contaminée ou indirectement par contact avec de l'eau ou d'autres éléments souillés. Les leptospires sont capables de traverser la peau via de microcoupures ou de petites abrasions et la pénétration peut également se faire via les muqueuses oculaires et les rhinopharyngées (OMS, 2003). Cette maladie se traduit par l'apparition de fièvres, de maux de tête, de douleurs abdominales, de nausées ou de vomissements. En raison de la ressemblance de ces symptômes à ceux de nombreuses autres maladies, le nombre de cas de leptospiroses est certainement sous-évalué. Une enquête réalisée en 2003 par l'École Vétérinaire de Nantes et la DDASS de Loire Atlantique a permis de mettre en évidence la présence de *leptospires* pathogènes dans les eaux superficielles situées sur le territoire de la Communauté Urbaine de Nantes. Les résultats indiquent qu'un tiers des animaux piégés (9/26) ont été ou sont infectés par des leptospires pathogènes. Les animaux piégés à proximité de l'Erdre ont été trouvés porteurs de leptospires non pathogènes, mais la présence d'animaux infectés par des souches pathogènes est très probable.

Nous avons vu précédemment que les teneurs en SEC et en phénols peuvent également être importantes dans l'Erdre. Cependant, il est peu probable que ces substances soient présentes en quantité suffisante pour entraîner des risques sanitaires. En effet, les SEC sont des micropolluants organiques qui ne peuvent entraîner des effets sur la santé que par ingestion, et suite à une exposition prolongée. En ce qui concerne les phénols, les concentrations en présence sont insuffisantes pour entraîner des cas de brûlures.

De manière générale, les dangers liés à la consommation de poisson concernent les substances capables de s'accumuler dans la chair animale. Il s'agit en particulier des métaux lourds. Dans le cas de l'Erdre, ce sont les toxines de cyanobactéries qui pourraient représenter un certain danger. Les microcystines peuvent se concentrer dans le zooplancton, or celui-ci se situant en début de la chaîne alimentaire, tout laisse à penser qu'elles sont susceptibles d'être présentes dans le poisson. Les études menées sur les poissons montrent qu'en général les taux de toxines retrouvées dans la chair sont faibles, bien que des variations prononcées existent entre les espèces, voire même entre spécimens d'une même espèce (INSPQ, 2004). Des concentrations maximales de 0,3 µg/g, 2,7 µg/g et de 16 µg/g ont été retrouvées respectivement chez des poissons, des écrevisses et des moules au Portugal (VASCONCELOS, 1999). Il est aujourd'hui recommandé d'éviscérer les poissons avant de les consommer, car il semble que les toxines se concentrent dans les viscères. Le risque dû à la consommation de poisson contaminé par des cyanotoxines est actuellement étudié par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) qui n'a pas encore publié ses conclusions.

2.4 Choix des indicateurs de pollution

Le classement des points de rejet suivant les charges polluantes qu'ils déversent constitue une étape essentielle dans le travail de hiérarchisation des actions à mettre en œuvre. En effet, l'objectif est d'agir en premier lieu sur les points de rejet qui entraînent des risques sanitaires particulièrement importants. Il est donc nécessaire de choisir des

indicateurs de pollution : quels sont les paramètres qu'il est pertinent de mesurer dans les RUTP? Est-il possible de les mesurer ? Les résultats seront-ils représentatifs de la réalité ?

2.4.1 Critères de sélection des indicateurs

Pour l'OCDE, un indicateur est « un paramètre, ou une valeur dérivée d'un paramètre, donnant des informations sur un phénomène » (OCDE, 1993). Les indicateurs peuvent donc correspondre à de simples mesures, ou bien intégrer plusieurs variables à la fois. On rencontre aussi le terme d'indice qui recouvre souvent une combinaison d'indicateurs ou de paramètres.

De nombreux documents portant sur l'évaluation environnementale proposent des critères de sélection des indicateurs. Nous retiendrons les critères suivants (cf. tableau 17) :

Tableau 17. Critères de sélection des indicateurs

Pertinence	pertinence/besoins : les indicateurs doivent fournir une information répondant à un besoin du ou des parties intéressées. La mesure doit avoir un lien avec le résultat visé.
	lisibilité : simplicité d'interprétation et de compréhension, non-ambiguïté.
Représentativité	représentation fidèle et synthétique de la situation ou du phénomène auquel on s'intéresse, construction sur une base scientifique et technique saine.
Données	mesurabilité : accessibilité des données brutes à un rapport coût/bénéfice raisonnable, procédures fiables.
	sensibilité : variation de l'indicateur pour une faible variation du phénomène observé acceptable.
	précision : marge d'erreur acceptable.

Source : BONIERBALE, 2004.

Il découle des paragraphes précédents que les micro-organismes (dont les cyanobactéries) constituent les facteurs de risques les plus préoccupants en Erdre, tant vis-à-vis de la future prise d'eau que des activités nautiques. Notons que les proliférations de cyanobactéries ne sont liées qu'indirectement aux RUTP : elles se développent dans le milieu naturel grâce à un apport massif de phosphore. Les phosphates constituent la forme assimilable par les cyanobactéries, mais les autres formes du phosphore peuvent subir des transformations dans le milieu naturel, qui les ramènent à la forme phosphate.

Les polluants qu'il serait nécessaire de surveiller dans les RUTP sont donc le phosphore total et les micro-organismes pathogènes. Il s'agit en effet des indicateurs les plus pertinents vis-à-vis du besoin de limiter autant que possible les impacts sanitaires des RUTP en Erdre. Se posent à présent les problèmes d'accessibilité des données et de représentativité.

L'évaluation des charges polluantes transportées par les RUTP se heurte à une difficulté majeure : leur variabilité. Elles varient en effet considérablement selon les sites, selon l'événement pluvieux, selon la période de temps sec antécédente et pendant l'événement pluvieux. Il est donc impossible de définir une qualité représentative des rejets à partir de mesures ponctuelles et momentanées. Le critère de représentativité est donc particulièrement difficile à obtenir. Aussi, il peut être nécessaire de faire appel à différents outils pour déterminer des valeurs représentatives des charges polluantes déversées.

2.4.2 Outils d'évaluation de la qualité des rejets

Il existe différents outils permettant d'évaluer la qualité des RUTP : il s'agit de la mesure classique, de la mesure en continu et de la modélisation.

A) La mesure « classique »

L'objectif est de déterminer des débits massiques. Le calcul est effectué à partir des mesures conjointes de débits et de concentrations. Selon les objectifs visés, il est possible de déterminer des pollutogrammes ou des débits massiques moyens par pluie.

La détermination d'un pollutogramme nécessite des échantillons successifs indépendants sur lesquels on effectue les analyses nécessaires. Il existe deux méthodes d'échantillonnage couramment utilisées : le prélèvement d'un volume constant à intervalle de temps constant (généralement 6 minutes) et le prélèvement d'un volume fixe à intervalle de temps proportionnel au volume écoulé.

La détermination d'un débit massique moyen peut être réalisée par analyse sur un échantillon moyen représentatif. Compte tenu de la variabilité importante des concentrations en polluants durant un événement pluvieux, cet échantillon doit être obtenu proportionnellement aux volumes écoulés. Deux méthodes sont possibles : le prélèvement d'un volume fixe à intervalle de temps constant (un échantillon unique est ensuite reconstitué manuellement en prenant dans chaque échantillon individuel une fraction du volume proportionnelle au volume écoulé), et le prélèvement d'un volume variable proportionnel au volume écoulé à intervalle de temps constant.

Les mesures sont réalisées en utilisant généralement un préleveur automatique. Les prélèvements manuels sont très rares ou réservés à des cas particuliers (dépôts en collecteurs par exemple). Les préleveurs commercialisés contiennent le plus souvent 24 flacons (CHOCAT, 1997).

B) La mesure en continu

La mesure en continu s'effectue grâce à des capteurs spécifiques. Elle est intéressante à plusieurs titres :

- l'information est disponible immédiatement et en permanence (suppression des échantillons, des analyses et des délais) ;
- l'information est réellement continue (ou discontinue à des pas de temps très courts de l'ordre de la minute), ce qui permet de suivre les détails de l'évolution des phénomènes mesurés ;
- il est possible de suivre et d'analyser des dizaines ou des centaines d'événements pluvieux pour un coût bien moindre qu'avec les méthodes classiques.

Les capteurs facilement utilisables pour des campagnes de mesures peuvent être classés en trois grandes catégories : les ensembles multiparamétriques classiques (température, oxygène dissous, pH, potentiel rédox), les conductimètres, les turbidimètres. Les appareils les plus utilisés sont probablement les conductimètres et les turbidimètres. Les ensembles multiparamétriques sont davantage employés en période de temps sec pour évaluer des pollutions industrielles ou accidentelles. La mesure de la turbidité présente un intérêt certain car il est possible d'obtenir des corrélations avec les MES ou la DCO. Les études réalisées sur ce sujet montrent qu'en travaillant dans des conditions correctes et rigoureuses, les résultats sont satisfaisants. Chaque corrélation est spécifique à l'appareil utilisé et au site étudié. Il faut donc réaliser une campagne de mesures spécifique avec prélèvements et analyses classiques pour établir les relations $MES = f(\text{turbidité})$ et $DCO = f(\text{turbidité})$. Une quarantaine de mesures sont généralement nécessaires (CHOCAT, 1997).

C) La modélisation

Il existe des modèles qui permettent d'estimer les charges polluantes rejetées par les RUTP, mais il est d'abord nécessaire de réaliser une modélisation hydrologique et hydraulique du système d'assainissement et de disposer d'une représentation correcte de la pluviométrie locale.

Plusieurs modèles de qualité peuvent être envisagés :

- Utilisation de concentrations moyennes : on attribue aux effluents une concentration constante, qui peut éventuellement être déduite de mesures. La masse totale rejetée est alors égale au volume total multiplié par la concentration moyenne. Cette méthode est rapide mais ne tient pas compte des variations de concentrations pendant l'événement pluvieux, et entre événements pluvieux.
- Utilisation de concentrations variables : on utilise des valeurs de concentrations variables selon les caractéristiques de la pluie, la durée de temps sec, etc.. La masse totale rejetée est calculée en multipliant le volume rejeté par chaque pluie par la concentration correspondant à cette pluie. Cette méthode présente toujours l'inconvénient de ne pas tenir compte des variations de concentrations pendant l'événement pluvieux.
- Modélisation simplifiée des phénomènes de dépôt, reprise, transport : la représentation des différents phénomènes générateurs de pollution est conduite parallèlement à la simulation hydrologique et hydraulique par des modèles de type boîte noire. Ces modèles comportent en général un grand nombre de paramètres de calage difficiles à évaluer.

La modélisation permet d'estimer les charges polluantes sur plusieurs sites, pour un nombre infini d'événements pluvieux, et à un coût bien moindre que les mesures. Elle permet aussi d'associer directement à un type de pluie des charges polluantes déversées. Mais la modélisation doit absolument être associée à des campagnes de mesure pour que le calage soit correctement réalisé. Le choix du modèle est très important : les modèles les plus simples sont faciles à caler mais ne permettent pas de tenir compte des phénomènes de dépôt en période de temps sec. Or, comme nous l'avons vu précédemment, ceux-ci peuvent représenter jusqu'à 20% des charges polluantes des rejets unitaires. Les modèles les plus complexes tiennent compte de ces phénomènes, mais le calage demande de nombreuses données réelles.

2.4.3 Proposition d'indicateurs

Etant donnée la diversité des micro-organismes pathogènes, la recherche systématique de chacun d'entre eux est impossible. C'est la raison pour laquelle on dénombre généralement les GTCF. La détermination des teneurs en GTCF présente néanmoins de nombreuses difficultés. En particulier, les germes ne sont pas répartis de manière homogène dans un volume donné d'eau. De ce fait, la représentativité des échantillons est assez faible. La présence ou l'absence de GTCF dans un prélèvement ne signifie pas toujours qu'il en est de même pour les micro-organismes pathogènes. Enfin, les concentrations et les flux sont très variables dans le temps : ils dépendent du mode d'utilisation des eaux domestiques, des périodes de temps sec précédant le ruissellement sur les chaussées, des temps de séjour dans les canalisations. La mesure des concentrations en GTCF est de plus assez contraignante : la mesure en continu est impossible et, pour la mesure classique, il existe des délais à ne pas dépasser car la durée de vie des micro-organismes dans un échantillon est limitée. Des échantillons réalisés par un préleveur automatique devraient donc être analysés rapidement.

Nous avons vu précédemment qu'une grande partie des micro-organismes contenus dans les eaux usées et les eaux de ruissellement est fixée sur des MES. Selon les sources, on estime que 80 à 90% de la pollution véhiculée par les RUTP est adsorbée sur des matières solides (CHOCAT, 1997). Les MES peuvent donc constituer un indicateur de la contamination microbiologique des RUTP. Elles sont plus faciles à mesurer et les résultats sont plus fiables : nous choisissons d'utiliser la mesure des MES pour évaluer la présence de micro-organismes.

La mesure du phosphore total est moins contraignante que celle des GTCF, mais elle présente également quelques difficultés : il n'est pas possible de réaliser des mesures en

continu, et l'analyse du phosphore total est assez onéreuse. Les caractéristiques chimiques du phosphore rendent cependant impossible l'utilisation d'un autre indicateur : comme le montre la figure 4, le phosphore existe sous forme dissoute ou particulaire, et sous forme organique ou minérale. Il est donc a priori impossible de déterminer une relation avec les MES ou la DCO qui sont des paramètres plus facilement mesurables.

Figure 4. Formes du phosphore

Phosphore			
Dissous		Particulaire	
Organique	minéral PO_4^{3-}	organique	Minéral
		Dans le plancton ou les détritiques	Lié au fer, aluminium, calcium et métaux argileux

Source : SETUDE 3, 2004 (d'après AWQC, 2001).

Cependant, il n'est pas exclu que des corrélations entre le phosphore et les MES puissent être établies en un même point du réseau d'assainissement : dans ce cas, les origines de la présence de MES et de phosphore restent a priori les mêmes.

Nous n'avons pas abordé jusqu'ici l'aspect temporel : quelle échelle de temps doit-on considérer dans l'évaluation des flux de MES et de phosphore total ? Il est possible de raisonner à l'échelle d'un événement pluvieux, d'une saison, ou bien d'une année. L'événement pluvieux semble peu pertinent car les flux polluants déversés dépendent fortement de l'événement lui-même et des périodes de temps sec antécédentes. L'échelle de l'année semble adaptée pour les MES : des micro-organismes pathogènes sont déversés tout au long de l'année dans le milieu récepteur, et ils sont susceptibles d'avoir des impacts été comme hiver (les activités nautiques ont lieu toute l'année sur l'Erdre et la future prise d'eau pourra être mise en fonctionnement à n'importe quel moment). Pour le phosphore total, l'échelle de l'année n'est pas la plus pertinente : les cyanobactéries se développent préférentiellement en période estivale (de mai à septembre), lorsque toutes les conditions qui leur sont favorables sont réunies (température, ensoleillement, temps de renouvellement des eaux important en raison de la fermeture de l'écluse Saint Félix). De plus, en période hivernale, les apports les plus importants en phosphore sont à attribuer aux activités agricoles et non aux RUTP (SETUDE 1, 2004). Nous déterminerons donc les masses de phosphore rejetées pendant la saison estivale, et les masses de MES déversées pendant une année.

2.4.4 Moyens de détermination

A) Déversoirs d'orage

Sur un déversoir, il est possible de mesurer en continu les MES rejetées grâce à un turbidimètre. Ce dispositif permet d'obtenir des informations pour un grand nombre d'événements pluvieux, mais il n'est pas possible, pour des raisons économiques, d'équiper l'ensemble des déversoirs. Les données obtenues peuvent cependant être utilisées pour effectuer le calage d'un logiciel permettant d'estimer les flux rejetés par les autres déversoirs d'orage. Si les données sont en quantité suffisante, il sera possible d'utiliser un modèle représentant les phénomènes de dépôt, de reprise et de transport : c'est ce type de modèle qui permet d'obtenir les résultats les plus proches de la réalité.

L'idéal serait d'équiper des déversoirs assez différents en termes de réseau, afin d'obtenir le calage le plus rigoureux possible. Ainsi, on peut considérer que les réseaux correspondant aux déversoirs de Saint Mihiel et de Duchesse Anne sont différents, car ceux de Duchesse Anne reçoivent, en plus des effluents unitaires, des eaux usées séparatives provenant de communes situées en périphérie de Nantes. En ce qui concerne la

période de mesure, 6 mois (3 mois d'hiver et 3 mois d'été) devraient permettre d'obtenir des données correspondant à suffisamment d'événements pluvieux différents.

La réalisation de simulations sur une année donnerait les masses de MES rejetées par chacun des déversoirs d'orage, à condition que les données pluviométriques correspondantes soient représentatives. Pour cela, il est possible de réaliser une analyse statistique sur des données pluviométriques correspondant à plusieurs années : on constitue ainsi des classes de pluie, chacune étant caractérisée par la hauteur d'eau, l'intensité moyenne et la fréquence d'apparition. Ces classes permettent ensuite de reconstruire une année pluviométrique « moyenne ». Ce travail a été réalisé lors d'une étude de définition sur le réseau d'assainissement de Nantes Métropole. Les résultats sont donnés en annexe 13.

Pour déterminer les flux de phosphore, nous proposons d'utiliser des préleveurs automatiques, fonctionnant pour une quinzaine d'événements pluvieux (si possible en période estivale), et en deux points du réseau : le déversoir de Saint Mihiel (ou celui de Ceineray), et le déversoir amont ou aval de Duchesse Anne. La mesure des débits massiques moyens en MES et en phosphore total permettrait d'obtenir des relations de corrélation, qu'il serait possible d'appliquer aux masses de MES obtenues par simulation (pour des pluies estivales). La relation correspondant au déversoir de Duchesse Anne pourrait être appliquée à l'autre déversoir du même nom, et celle correspondant à Saint Mihiel serait appliquée aux autres déversoirs (nous proposons cette distinction en raison des différences au niveau des réseaux situés en amont).

B) Postes de refoulement

La détermination des charges polluantes liées aux postes de refoulement présente davantage de difficultés, car les postes sont bien plus nombreux que les déversoirs d'orage et les dispositifs de mesure restent assez onéreux (de l'ordre de 9 000 euros pour l'utilisation d'un appareil de mesure en continu sur 3 mois, et de l'ordre de 1 500 euros pour l'utilisation sur une semaine d'une chaîne de mesure de débit couplée à un préleveur automatique). Il est donc nécessaire de sélectionner les postes de refoulement dont les durées de surverse sont les plus importantes. Le nombre de postes sélectionnés dépendra des moyens financiers qu'il est possible de mobiliser.

Rappelons que les surverses des postes de refoulement sont liées à l'introduction d'eaux parasites dans le réseau séparatif d'eaux usées. Selon leur origine et leur nature, les apports d'eaux parasites sont inégalement répartis dans le temps. On peut ainsi distinguer :

- les apports permanents, non liés à la situation climatique, éventuellement variables selon la saison (apports d'eaux de nappes). On effectue généralement la distinction entre le niveau de nappe haute correspondant à la période hivernale, et le niveau de nappe basse correspondant à la période estivale ;
- les apports pseudo-permanents, se maintenant parfois plusieurs jours après une pluie et correspondant principalement à la pénétration d'eaux de nappes à niveau variable ;
- les apports rapides, se manifestant pendant les événements pluvieux et disparaissant quelques minutes, éventuellement quelques heures après la fin de l'épisode pluvieux. Ils peuvent correspondre soit à des mauvais branchements, soit à un drainage rapide des sols.

Une façon simple d'estimer les apports permanents en eaux claires parasites consiste à effectuer une mesure nocturne de débit : en pratique, entre 2 heures et 5 heures du matin, les eaux parasites permanentes représentent l'essentiel de l'écoulement, particulièrement les dimanches et au mois d'août. L'estimation des apports pseudo-permanents et surtout celle des apports rapides, est beaucoup plus délicate et nécessite des mesures continues en débit, éventuellement complétées par une modélisation hydrologique et hydraulique.

L'évaluation des apports en eaux parasites constitue une première étape dans l'évaluation des charges polluantes. Celles-ci seront en effet plus ou moins diluées suivant

les débits d'eaux parasites, et les mesures qualitatives devront être réalisées une fois ces phénomènes connus. Les charges en MES et en phosphore peuvent être évaluées en réalisant un bilan de pollution sur une ou deux semaines (de manière à disposer de résultats sur au moins un événement pluvieux). Pour cela, il est possible de mettre en place un préleveur automatique couplé à un débitmètre.

C) *Points de rejet d'eaux pluviales*

Les points de rejet d'eaux pluviales étant très nombreux, il est là aussi nécessaire d'effectuer une sélection. Les inventaires réalisés par le SMN (cf. annexe 7) permettent d'identifier les points déversant par temps sec, c'est-à-dire concernés par des mauvais branchements entre eaux usées et eaux pluviales. Ils permettent d'identifier également les points de rejet ayant de fortes charges polluantes par temps de pluie. Sur ces points, il serait possible de mettre en place des préleveurs automatiques couplés à des débitmètres, ceci afin de déterminer plus précisément les MES et le phosphore déversés pendant un événement pluvieux. Cependant, en raison du caractère onéreux des appareils de mesure, il semble impossible de caractériser précisément les variations des charges polluantes déversées selon le type d'événement pluvieux.

3 CONSTRUCTION D'UNE METHODE DE HIERARCHISATION DES ACTIONS

Différentes opérations peuvent être envisagées pour limiter les rejets en Erdre. Mais un plan d'action efficace nécessite une sélection et une hiérarchisation des opérations à mettre en œuvre. Il est donc nécessaire, pour chaque point de rejet, de répertorier les actions envisageables et de déterminer celle qui limitera autant que possible les impacts sanitaires correspondants. Ce travail passe donc par l'évaluation des impacts de chacun des points de rejet. La partie précédente a permis d'identifier les facteurs de risque les plus préoccupants en Erdre et d'en déduire les indicateurs de pollution à déterminer dans les RUTP. La détermination de ces indicateurs constitue une première étape dans l'évaluation des impacts sanitaires de chaque point de rejet. En effet, les déversements de phosphore et de micro-organismes n'auront pas les mêmes conséquences suivant les caractéristiques locales du milieu récepteur : si des teneurs importantes en phosphore sont indispensables au développement des cyanobactéries, d'autres conditions sont tout aussi indispensables ; de même, la survie des micro-organismes apportés par les RUTP est largement conditionnée par des caractéristiques locales (ensoleillement, présence de matière organique, prédation, etc.). Les impacts sanitaires des RUTP dépendent également des usages et de leur localisation : si la zone concernée par les rejets ne comporte ni activités nautiques, ni prise d'eau potable, les impacts sanitaires seront pratiquement nuls. Après avoir présenté les actions envisageables pour limiter les RUTP, nous proposerons dans cette partie une méthode qui permettra de tenir compte de la sensibilité du milieu vis-à-vis des RUTP.

3.1 Actions envisageables

3.1.1 Déversoirs d'orage

La première action consiste à s'assurer que les déversoirs d'orage ne rejettent pas d'effluents au milieu naturel avant que les capacités du réseau ne soient excédées. L'expérience montre en effet que de nombreux ouvrages, soit parce qu'ils ont été mal dimensionnés à l'origine, soit parce que les débits ont beaucoup augmenté depuis leur construction, commencent à fonctionner pour des débits incidents très faibles. Dans ce cas, il est possible de limiter le nombre de surverses en remontant la cote du déversoir. Il est cependant nécessaire de s'assurer que cette opération n'entraînera pas des mises en charge du réseau. La modélisation hydraulique constitue alors un outil très utile.

Notons qu'il est également nécessaire d'avoir une vision globale du système d'assainissement. Ce dernier évolue avec le temps et dépend des caractéristiques de l'événement pluvieux. Un réglage particulier des débits de déversement peut ainsi être parfaitement adapté pour une pluie donnée et totalement inadapté pour un autre événement pluvieux. La solution souvent retenue qui consiste à amener l'eau le plus loin possible vers l'aval ne constitue pas obligatoirement une optimisation du fonctionnement : elle est la cause de rejets massifs par certains déversoirs, susceptibles d'être plus dommageables pour le milieu récepteur que des déversements échelonnés (CHOCAT, 1997).

Il est possible de faire en sorte que lorsque le déversoir fonctionne, la pollution rejetée soit minimum. Les principes utilisables sont simples et peu nombreux :

- rejeter de l'eau qui a décanté préalablement dans une chambre ;
- piéger les flottants par l'utilisation de cloisons siphoniques ;
- essayer d'éliminer les particules les plus grossières par l'utilisation de grilles, de filtres ou de tamis, ce qui nécessite de bien gérer les risques d'obstruction de ces ouvrages.

Il est certain que ces actions n'ont pas une efficacité très grande vis-à-vis des particules les plus fines, mais elles permettent tout de même de réduire une partie de la pollution. Une méthode probablement plus efficace consiste à installer systématiquement les déversoirs d'orage en surverse des ouvrages de stockage (soit sur des bassins de stockage-restitution, soit sur des bassins destinés à la décantation). Ainsi, afin de réduire les déversements dans le canal Saint Félix, la Direction de l'Assainissement prévoit pour 2006-2007 la mise en place d'un bassin de stockage-restitution en amont de Duchesse Anne, sur l'émissaire principal de Nantes. Le bassin comportera une surverse en Loire pour les événements exceptionnels, les déversements à Duchesse Anne seront donc considérablement réduits. Il est également prévu de mettre en place un bassin de stockage-restitution sur les déversoirs de Ceineray.

3.1.2 Postes de refoulement

Les actions consistent à rechercher les sources d'eaux parasites et à les corriger. On effectue ainsi des tests à la fumée pour repérer les branchements non conformes sur le réseau séparatif : le principe consiste à insuffler de la fumée dans un tronçon préalablement isolé et à repérer avec précision les points éventuels d'apparition (descentes de gouttières, grilles, siphons de cours, etc.).

Pour rechercher les points d'entrée d'eaux de nappes dans les canalisations, on effectue des visites ou des inspections télévisées. Les canalisations comportant des fissures ou des joints non étanches feront ensuite l'objet de réhabilitations. Il est important de remarquer cependant que ces mesures ne permettent pas de résoudre définitivement le problème des intrusions d'eaux de nappes : celles-ci étant liées au vieillissement du réseau, le problème doit être traité sur le long terme.

Il est possible également de construire des bassins de stockage-restitution. De tels travaux sont prévus sur la chaîne de transfert La Chapelle-sur-Erdre – Nantes qui comporte plusieurs postes de refoulement en cascade (l'Aulnay, la Haie, Chevalerie, Morrhonnière).

3.1.3 Points de rejet d'eaux pluviales

Il existe différents procédés permettant de limiter les déversements de charges polluantes par les points de rejet d'eau pluviales (AZZOUT *et al.*, 1994) :

- Bassins de retenue : ils permettent d'écarter les débits de pointe en stockant temporairement les eaux de ruissellement (il est possible d'« enterrer » les bassins de retenue en réalisant des chaussées à structure réservoir).
- Bassins de décantation : ils permettent de retenir les MES.
- Séparateurs : ils permettent de retenir les hydrocarbures et parfois les matières décantables.
- Puits d'infiltration : ils ont pour fonction l'évacuation directe des eaux pluviales dans le sol. Cette technique a l'avantage de pouvoir être appliquée dans des zones où la couche superficielle est peu perméable mais qui ont des capacités importantes d'infiltration dans les couches profondes. Notons qu'une distance minimale de 1 mètre entre la base du puits et le niveau des plus hautes eaux de la nappe doit être respectée, ceci afin d'éviter toute pollution des eaux souterraines.
- Tranchées : ce sont des ouvrages superficiels (d'une profondeur de l'ordre du mètre) et linéaires qui recueillent les eaux de ruissellement et les évacuent soit par infiltration, soit vers un exutoire (réseau, puits, etc.).
- Toits stockants : il s'agit de stocker provisoirement l'eau de ruissellement en toiture et de la restituer à débit limité au réseau d'eaux pluviales ou à un autre exutoire grâce à un dispositif de régulation spécifique.

3.2 Présentation de la démarche

La hiérarchisation des actions à mettre en œuvre passe avant tout par le classement des points de rejet suivant leur impact sanitaire potentiel. En effet, les actions envisageables pour chaque point de rejet sont relativement peu nombreuses et surtout, chaque action représente du temps et des investissements importants.

Nous avons vu que les caractéristiques locales du milieu récepteur jouent un rôle important et que les impacts sanitaires seront plus importants si les points de rejet sont situés dans une zone proche de celle des usages.

La mise en place d'une méthode de hiérarchisation des actions devra donc passer par les étapes suivantes :

- découpage du milieu récepteur en différentes zones, chacune étant sous l'influence d'un ou de plusieurs point(s) de rejet ;
- analyse des caractéristiques de chaque zone réceptrice afin de déterminer les potentialités de développement des cyanobactéries et de survie des micro-organismes ;
- situation de la zone par rapport aux usages pouvant exposer les personnes à des risques sanitaires.

Comme de nombreux paramètres interviennent, il est difficile de dire, à première vue, quels sont les secteurs les plus vulnérables. C'est pourquoi il est proposé de mettre en place une méthode d'indices. Le principe est représenté par la figure 5.

A chaque point de rejet sera associé un indice Irs, représentant le niveau de risque sanitaire induit. Cet indice correspondra à la somme des indices Irc et Irm, représentant respectivement les niveaux de risques liés aux cyanobactéries et aux micro-organismes :

$$Irs = Irc + Irm$$

Les indices Irc et Irm seront calculés de la manière suivante :

$$Irc = (0,15.Ie + 0,35.Ia) \times Idc$$

$$Irm = (0,25.Ie + 0,25.Ia) \times Idm = (Ie + Ia) \times 0,25.Idm$$

où Ie est l'indice de présence de la future prise d'eau, Ia l'indice de fréquentation des personnes pratiquant des activités nautiques, Idc et Idm les indices représentant les niveaux de danger liés respectivement aux cyanobactéries et aux micro-organismes.

Les valeurs des indices Ie et Ia seront comprises entre 0 et 2. Les coefficients de pondération sont différents selon qu'il s'agisse des cyanobactéries ou des micro-organismes : nous avons vu au paragraphe 2.2.6 que les dispositifs de traitement de l'usine de la Roche devraient permettre d'éliminer la majeure partie des cellules et des toxines. Nous avons donc choisi d'attribuer un poids plus important aux activités nautiques en ce qui concerne les cyanobactéries. Les coefficients de 0,15 et de 0,35 ont cependant été fixés de manière arbitraire ; ils sont discutables et peuvent faire l'objet d'évolutions si l'expérience le demande.

Les indices Idc et Idm seront calculés de la manière suivante :

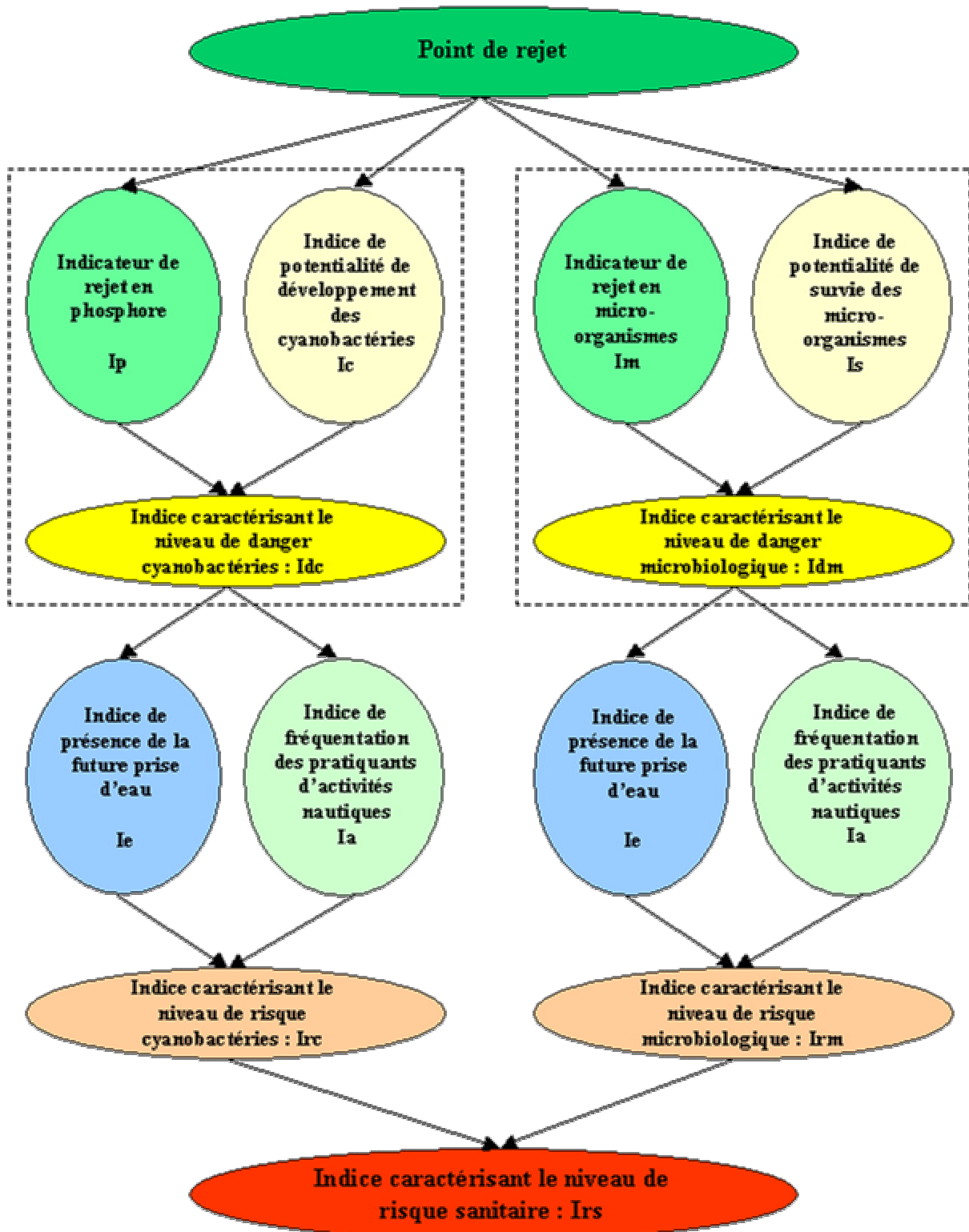
$$Idc = Ip \times Ic$$

$$Idm = Im \times Is$$

où Ip est l'indicateur de rejet en phosphore, Ic l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries, Im l'indicateur de rejet en micro-organismes et Is l'indice de potentialité de survie des micro-organismes.

Les valeurs des indices Ic et Is seront comprises entre 0 et 5. Les valeurs des indicateurs de rejet seront ramenées à une note comprise entre 0 et 10, la note la plus forte étant attribuée au point de rejet pour lequel les masses de MES déversées sur une année (ou les masses de phosphore déversées pendant un été) sont les plus importantes.

Figure 5. Méthode d'évaluation du niveau de risque sanitaire caractérisant chaque point de rejet



Au final, cette méthode permettra de classer les points de rejet suivant l'indice représentant le niveau de risque sanitaire induit. Il sera nécessaire d'agir en priorité sur les points de rejet ayant l'indice le plus élevé. Cet indice sera compris entre 0 et 100 :

$$Irs = (0,15.Ie + 0,35.Ia) \times Ip \times Ic + (Ie + Ia) \times 0,25 \times Im \times Is$$

Dans la suite, nous détaillons la méthode utilisée pour découper le milieu récepteur en différentes zones, ainsi que les procédés de calcul des indices Ic , Is , Ie et Ia .

3.3 Détermination des zones d'étude

3.3.1 Justification d'une approche « par zones »

Notons qu'en réalité, les polluants déversés se dispersent dans le milieu récepteur, et qu'une approche par zones se base sur l'hypothèse suivante : chaque zone réceptrice ne subit que les effets des points de rejet les plus proches. Cette hypothèse semble fautive : même si le phosphore et les micro-organismes rejetés subissent les effets de la dilution, de la sédimentation et de la biodégradation, une partie atteint les zones situées en aval. Dans la littérature, on estime que l'impact des nutriments sur l'échelle de l'espace est compris entre 1 km et une centaine de km (CHOCAT, 1997). Cependant, les débits sont faibles en Erdre, voire même quasiment nuls en période estivale : on peut donc supposer que la dispersion des polluants est relativement limitée. De plus, dans un souci de représentativité du milieu récepteur, nous tenons compte d'un certain nombre de critères pour déterminer les limites amont et aval des différents tronçons (AERM et DIREN Lorraine, 1997).

3.3.2 Critères de choix pour la limite amont

Pour la limite amont, nous choisissons si possible un point où l'on dispose d'informations sur la qualité de l'eau (qualités physico-chimique et microbiologique, il s'agit des points relevés par le SMN) : la qualité amont servira de référence pour la qualité de l'ensemble de la zone.

Ensuite, si l'on identifie en amont des points de rejet très proches, le tronçon est étendu vers l'amont.

3.3.3 Critères de choix pour la limite aval

Une extension vers l'aval peut être envisagée s'il existe des usages contraignants (activités nautiques, prise d'eau potable), ou bien s'il y a d'autres apports polluants de même type.

La limite aval est également fixée de manière à ce que les caractéristiques du tronçon soient globalement homogènes (morphologie du cours d'eau, vitesse d'écoulement, envasement, présence d'activités nautiques).

Ce découpage de l'Erdre en différents tronçons ne sera réalisé que pour l'Erdre navigable, car c'est dans cette partie que sont situés les principaux points de rejet, les sites potentiels pour la future prise d'eau, et les zones d'activités nautiques. Une carte montrant le découpage de l'Erdre navigable en différents tronçons est disponible en annexe 14.

3.4 Construction de l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries

L'objectif étant d'aboutir à un outil synthétique, on sélectionne un nombre limité d'indicateurs, qui tiendra compte de la facilité d'accès aux données et du caractère déterminant ou non de chaque paramètre : l'approche consiste à hiérarchiser les facteurs

selon l'importance qui leur est attribuée dans la littérature et suite aux récents travaux de recherche. Au final, l'indice élaboré devra rendre compte, avec la meilleure représentativité possible, d'un niveau de sensibilité du milieu récepteur aux apports externes en phosphore.

3.4.1 Sélection des indicateurs

Comme de nombreuses incertitudes subsistent sur les facteurs entraînant la production de toxines, nous ne tiendrons compte que des facteurs jouant un rôle dans le développement des cyanobactéries. De toute manière, la production de toxines en quantités dangereuses pour la santé humaine n'a lieu qu'en cas de développement massif des cyanobactéries.

Les facteurs entraînant la croissance des cyanobactéries ont été identifiés par de nombreux travaux de recherche. Les apports externes en phosphore sont indispensables mais non suffisants. D'autres conditions, qui relèvent des caractéristiques du milieu récepteur, interviennent. Il s'agit, par ordre décroissant d'importance :

- du degré d'eutrophisation des eaux et de la teneur en phosphore ;
- de la température et de l'intensité lumineuse ;
- du temps de renouvellement de l'eau ;
- du mouvement de l'eau ;
- de l'anoxie à l'interface eau/sédiments ;
- du vent et du passage de bateaux ;
- de la présence de cyanobactéries dans les sédiments en période hivernale.

L'objectif est de pouvoir mettre en évidence des différences de niveau de sensibilité entre les tronçons de l'Erdre. Par conséquent, nous ne retiendrons pas les paramètres qui restent globalement les mêmes tout le long du cours d'eau : il s'agit de la température et de l'intensité lumineuse.

Pour certains paramètres, nous ne disposons d'aucune donnée, ou de données imprécises : il s'agit du temps de renouvellement de l'eau, du vent et de la présence de cyanobactéries dans les sédiments en période hivernale.

A) Les indicateurs d'eutrophisation

L'estimation du niveau d'eutrophisation peut être réalisée en considérant des indicateurs de qualité des eaux comme les teneurs en nutriments, les concentrations en oxygène dissous et en chlorophylle, ainsi que la transparence des eaux. En fonction des valeurs prises par ces paramètres, diverses classifications du milieu peuvent être proposées. La mesure de la chlorophylle-a fut le premier indicateur utilisé par les Agences de l'Eau pour mesurer l'état d'eutrophisation d'un milieu. L'OCDE a proposé une classification en 5 types de milieu (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hyper-eutrophe) à partir de l'évaluation des teneurs moyennes annuelles en phosphore et en chlorophylle, ainsi que de la transparence moyenne et minimale mesurées au test de Secchi (CHOCAT, 1997).

Il est également possible de caractériser le niveau d'eutrophisation à partir d'indices basés sur l'étude des peuplements benthiques, diatomiques ou planctoniques, ou encore sur l'analyse physico-chimique des sédiments. Des campagnes de mesure ont été réalisées par l'EDEN en 2003. Elles ont permis de caractériser les divers peuplements, ainsi que la nature des sédiments de l'Erdre (SETUDE 2, 2004). Malheureusement, ces analyses ont été réalisées sur un nombre insuffisant de sites : elles ne permettent pas de déterminer le degré d'eutrophisation des sites situés en aval de la Jonelière. Par conséquent, nous nous baserons sur les indicateurs suivants : oxygène dissous, transparence, phosphore total,

chlorophylle et phéopigments. Nous utiliserons les valeurs moyennes des mesures réalisées par le SMN en 2003 et 2004.

B) Les indicateurs du mouvement de l'eau

Les cyanobactéries peuvent se développer lorsque le mouvement de l'eau est relativement faible. Plus les eaux seront stagnantes, plus leur croissance sera facilitée. Le débit constitue un indicateur du mouvement de l'eau, mais il n'existe qu'un seul point de mesure sur l'ensemble de l'Erdre navigable.

Les vitesses d'écoulement ont pu être estimées grâce à des simulations hydrauliques (SETUDE 1, 2004) : elles sont très faibles sur l'ensemble du cours d'eau, la majeure partie du temps. Il existe quelques singularités où les vitesses sont plus élevées, mais en dehors de ces points, les vitesses restent faibles. La vitesse d'écoulement n'est donc pas un indicateur qui permettra de mettre en évidence des différences entre les tronçons de l'Erdre.

Des levés bathymétriques ont été réalisés par le SMN en 2002. Ces levés ont été comparés à ceux effectués en 1994, ce qui a permis de déterminer des zones d'envasement. Ces zones peuvent constituer un indicateur sur la stabilité de l'eau : on peut supposer que les zones ayant subi un envasement important correspondent aux zones où le mouvement de l'eau est particulièrement faible. C'est donc l'envasement que nous utiliserons comme indicateur.

C) Les indicateurs de relargage

Nous avons vu au paragraphe 2.1.4 que les phénomènes de proliférations de cyanobactéries doivent être attribués prioritairement aux apports externes en nutriments, car la charge des sédiments en phosphore n'est que moyennement importante. Cependant, il ne faut pas exclure la présence possible de poches de relargage sur certains sites, car l'importance de ce phénomène dépend de caractéristiques locales : conditions anoxiques, vent, passage de bateaux.

La présence de conditions anoxiques à l'interface eau/sédiment favorise la diffusion du phosphore vers le milieu aquatique. Les profils verticaux en oxygène ont été déterminés en 2003 lors de l'étude SETUDE, sur 5 sites (SETUDE 2, 2004). Nous utiliserons ces données pour déterminer la présence plus ou moins importante de conditions anoxiques selon les sites.

En ce qui concerne la circulation des bateaux, ceux-ci peuvent naviguer sur l'ensemble de l'Erdre navigable, mais il semble raisonnable de supposer que la circulation s'intensifie à l'aval de Carquefou, c'est-à-dire au niveau de l'agglomération nantaise. On peut aussi supposer que la fréquence des passages s'intensifie à l'aval de la Jonelière, en raison de la présence de navettes fluviales (un départ toutes les 20 minutes). Malheureusement, nous ne disposons pas actuellement de données plus précises sur les passages de bateaux.

Pour la répartition des vents le long du cours de l'Erdre, nous ne disposons malheureusement d'aucune donnée.

3.4.2 Construction de l'indice

A) L'indice d'eutrophisation

Pour chacun des indicateurs retenus, on détermine 6 classes auxquelles on attribue un nombre de points compris entre 0 et 5. A chaque tronçon, on associe une note correspondant à chacun des indicateurs, et l'indice d'eutrophisation I_{eu} correspond à la moyenne de ces notes. Les résultats sont donnés en annexe 15.

B) L'indice du mouvement de l'eau

Pour déterminer l'indice du mouvement de l'eau Imo, on attribue à chaque tronçon une note comprise entre 0 et 2 correspondant à l'envasement : elle sera de 0 si la zone ne présente pas d'envasement, de 1 si l'envasement est dispersé, de 2 si l'envasement est important sur toute la zone. La carte de l'envasement et les résultats sont fournis en annexes 16 et 17.

C) L'indice de potentialité de relargage

Deux indicateurs seront utilisés pour construire l'indice de potentialité de relargage Ir : les conditions anoxiques en profondeur et les fréquences de passage des bateaux.

La détermination des profils verticaux en oxygène a donné les résultats suivants (SETUDE 2, 2004) :

- le site de Nort-sur-Erdre subit une augmentation considérable de l'oxygénation jusqu'en juillet et un retour à la normale en octobre ;
- les marais de Mazerolles subissent une forte anoxie du fond ;
- le site de la Bézirais à Sucé-sur-Erdre ne présente pas d'anoxie du fond mais une chute importante des teneurs en oxygène d'avril à octobre ;
- le site de Port Jean à Carquefou subit une anoxie partielle jusqu'en juillet et une restauration ensuite ;
- le site de la Jonelière subit une anoxie importante d'avril à octobre.

Nous attribuons à chacun de ces sites une note comprise entre 0 et 2 : 0 pour Nort-sur-Erdre, 1 pour Port Jean, 1,5 pour la Bézirais, 2 pour les marais de Mazerolles et 2 également pour la Jonelière. Nous supposons que l'évolution des teneurs en oxygène est homogène sur un même tronçon, et que cette évolution est identique à celle de la Jonelière pour les secteurs situés en aval.

De même, on associe à chaque tronçon une note comprise entre 0 et 2 correspondant à la circulation des bateaux : elle est de 1 de Nort-sur-Erdre à La Chapelle-sur-Erdre, de 1,5 de la Chapelle à la Jonelière, et de 2 en aval de la Jonelière.

L'indice Ir est égal à la somme des 2 notes correspondant respectivement aux conditions anoxiques et à la circulation des bateaux

D) Pondération des indices

L'indice de potentialité de développement des cyanobactéries Ic correspond à la somme des indices Ieu, Imo et Ir, auxquels on attribue différents coefficients de pondération selon l'importance attribuée à chacun des facteurs :

$$Ic = 2,5.(Ieu/5) + 1,5.(Imo/2) + 1.(Ir/4)$$

Le degré d'eutrophisation est l'un des premiers paramètres ayant une influence sur les possibilités de développement des cyanobactéries. Le mouvement de l'eau est un paramètre relativement important. En revanche, nous n'attribuons qu'un poids de 1 au phénomène de relargage, car les études réalisées ont montré que le stock de phosphore des sédiments de l'Erdre n'était que moyennement important.

Les valeurs de l'indice Ic correspondant à chaque tronçon sont fournies en annexe 17.

3.5 Construction de l'indice de potentialité de survie des micro-organismes

3.5.1 Sélection des indicateurs

Les facteurs environnementaux pouvant modifier les potentialités de survie des micro-organismes ont été répertoriés dans le tableau 5. Il s'agit :

- de la température ;

- du pH ;
- de la luminosité ;
- de la vitesse de circulation de l'eau ;
- du temps de renouvellement de l'eau ;
- de la teneur en matière organique ;
- des MES
- de l'activité biologique.

Le pH ne peut jouer un rôle qu'à des valeurs extrêmes (>12 ou <3). Or ces valeurs ne sont jamais atteintes dans l'Erdre. La température et la vitesse de circulation de l'eau sont des paramètres qui restent globalement les mêmes tout le long du cours d'eau. Pour le taux de renouvellement de l'eau, nous ne disposons de données que sur l'ensemble du cours de l'Erdre navigable.

A) *La luminosité*

La pénétration des rayons UV dans l'eau diminue les probabilités de survie des micro-organismes. La luminosité est importante sur l'ensemble du cours de l'Erdre, hormis sous le canal Saint Félix. Nous n'avons pas tenu compte de ce paramètre pour les cyanobactéries car celles-ci ne peuvent se développer dans un milieu privé de lumière ; au contraire, la survie des micro-organismes y serait privilégiée.

B) *Le mouvement de l'eau*

Les micro-organismes survivent plus facilement, voire se multiplient, dans les eaux stagnantes. De même que précédemment, nous utiliserons l'envasement comme indicateur du mouvement de l'eau.

C) *Les MES*

Les MES constituent un paramètre important : d'une part elles favorisent la survie des micro-organismes qui se fixent sur les fines, d'autre part elles limitent la pénétration des rayons UV. Pour évaluer les teneurs moyennes en MES de chaque tronçon, nous utiliserons les valeurs moyennes des mesures réalisées par le SMN en 2003 et 2004.

D) *La matière organique*

La matière organique est indispensable à la survie des micro-organismes. La DBO_5 exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation des matières organiques par les micro-organismes, dans des conditions données et sur une période fixée à cinq jours : il s'agit d'un indicateur de la matière organique biodégradable. Nous utiliserons les valeurs moyennes des mesures de DBO_5 réalisées par le SMN en 2003 et 2004.

E) *L'activité biologique*

Nous avons vu que l'activité biologique du milieu diminue la résistance des micro-organismes par compétition pour les nutriments et par prédation : la qualité biologique du milieu récepteur joue un rôle déterminant vis-à-vis du devenir des germes entériques dans les milieux naturels. En particulier, la prédation benthique serait le facteur affectant le plus la survie des bactéries dans les eaux douces.

Des campagnes de mesure ont été réalisées par l'EDEN en 2003, afin de caractériser les divers peuplements de l'Erdre (SETUDE 2, 2004). Les macro-invertébrés benthiques ont été répertoriés, ce qui a permis de calculer l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Cet indice constitue un indicateur de la qualité biologique de l'eau, nous utiliserons donc les résultats de cette étude.

3.5.2 Construction de l'indice

Nous utilisons une méthode identique à celle exposée précédemment pour la construction de l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries. Nous attribuons au final un poids identique à chacun des indicateurs. Les résultats sont donnés en annexe 18.

3.6 Construction des indices de sensibilité vis-à-vis des usages

3.6.1 Construction de l'indice de présence de la future prise d'eau

A chaque tronçon, on associe un nombre de points compris entre 0 et 2 correspondant à sa position par rapport à la future prise d'eau. Ainsi, l'indice sera nul si la prise d'eau n'est située ni dans le tronçon lui-même, ni dans un tronçon situé à l'une de ses frontières ; il sera de 1 si la prise d'eau est située dans un tronçon ayant une frontière en commun avec le tronçon étudié ; il sera de 2 si la prise d'eau est située dans le tronçon lui-même.

Notons qu'il existe 3 sites potentiels pour la future prise d'eau. Nous avons remarqué précédemment qu'il est peu probable que celle-ci soit réalisée sur le site de la Beaujoire. Nous réaliserons donc 2 scénarios : le premier se basera sur le site de la Tortière, le second sur le site de Saint Félix.

3.6.2 Construction de l'indice de fréquentation des personnes pratiquant des activités nautiques

A chaque tronçon, on associe un nombre de points compris entre 0 et 2 correspondant à la présence importante ou non de personnes pratiquant des activités nautiques. Ainsi, l'indice sera nul si aucune activité n'est pratiquée sur le tronçon ; il sera de 1 si des activités sont pratiquées ; il sera de 2 pour les tronçons n°6 et n°7 (nous avons vu précédemment que le secteur situé entre les ponts de la Jonelière et de la Tortière est particulièrement fréquenté par les embarcations de sports nautiques).

4 RESULTATS ET DISCUSSION

4.1.1 Résultats

La détermination de l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries révèle que le site de la Jonelière serait particulièrement sensible aux rejets de phosphore, voire même davantage que le site de Saint Félix. Ce résultat concorde avec les mesures de concentrations en cyanobactéries réalisées dans l'Erdre (cf. annexe 4). Notons que le secteur de Sucé-sur-Erdre est également sensible. Pour les micro-organismes, les sites apparaissant comme les plus favorables à leur survie sont Saint Félix et la Jonelière.

Ne disposant d'aucune donnée sur les rejets de phosphore total par les RUTP en Erdre, nous n'avons pas pu estimer les valeurs de l'indicateur I_p . Il n'a pas été possible non plus d'évaluer les flux de MES déversés par les trop plein des postes de refoulement et par les points de rejet d'eaux pluviales, car les données existantes sur la qualité de ces rejets sont largement insuffisantes. En revanche, nous avons pu estimer, grâce à des simulations sur un logiciel d'hydrologie urbaine (le logiciel Canoë), les masses de MES déversées par chacun des déversoirs d'orage, sur une période d'une année. Pour cela, nous avons utilisé les résultats d'une analyse statistique des données pluviométriques locales correspondant à quatre années consécutives. Cette analyse permet de définir des classes de pluie, chacune étant caractérisée par la hauteur, l'intensité moyenne et la fréquence d'apparition sur quatre ans (cf. annexe 13). A partir de ces données, nous avons construit des pluies synthétiques, chacune étant représentative d'une classe de pluie. Il a ainsi été possible de reconstituer une année pluviométrique « moyenne ».

Les simulations qualitatives ont été réalisées grâce à un modèle calculant séparément les charges polluantes apportées par les eaux usées et celles apportées par les eaux pluviales. Une concentration constante en MES a été attribuée aux eaux pluviales. Pour les eaux usées, nous avons constitué deux plages horaires (6h-22h et 22h-6h) permettant de distinguer la concentration diurne et la concentration nocturne. Le calage a été effectué grâce aux mesures en semi-continu réalisées par le LCPC sur le déversoir d'orage de Saint Mihiel. Ces données ont cependant été insuffisantes pour réaliser le calage d'un modèle représentant les phénomènes de dépôt, de reprise et de transport (l'intervalle de temps entre chaque prélèvement était assez élevé). Un modèle de transfert simple a donc été utilisé.

Les résultats confirment que les déversoirs de Duchesse Anne (et également ceux de Ceineray) rejettent des quantités considérables de polluants au milieu récepteur. Ils fonctionnent même lorsque la pluviométrie est très faible (cf. annexe 19). Les déversoirs de Saint Mihiel, Chateaubriand et Versailles ne fonctionnent pas lorsque les pluies sont faibles ou étalées dans le temps. Quant au déversoir de Pont Morand, il ne fonctionne que lorsque la hauteur totale de l'événement est particulièrement importante.

Les valeurs de l'indice de niveau de risque sanitaire induit par les micro-organismes (cf. annexe 20), dépendent fortement du scénario considéré :

- si l'on suppose que la prise d'eau est implantée à Saint Félix, les indices correspondant aux déversoirs de Duchesse Anne et de Ceineray sont particulièrement élevés (respectivement 25 et 17,5 sur un maximum de 50) ;
- si l'on suppose que la prise d'eau est implantée à la Tortière, les indices correspondant aux différents déversoirs d'orage gardent tous le même ordre de grandeur (maximum 8 pour Duchesse Anne).

4.1.2 Discussion

Notons que l'évaluation des flux de MES déversés demande à être affinée. En particulier, il serait nécessaire de réaliser des simulations en utilisant un modèle représentant les phénomènes de dépôt, de reprise et de transport. Nous avons vu en effet qu'une partie non négligeable de la pollution véhiculée par les RUTP est liée à ces phénomènes (cf. tableau 4). Pour réaliser le calage d'un tel modèle, les mesures en continu de la DCO sur le déversoir de Duchesse Anne constitueront un outil important. Elles n'ont pas pu être utilisées dans le cadre de ce mémoire, car la campagne de mesures réalisée en parallèle n'a pas permis d'obtenir une relation de corrélation satisfaisante entre la turbidité et la DCO.

Concernant la méthode utilisée pour estimer la sensibilité des sites aux RUTP, il est important de noter qu'il s'agit d'une démarche empirique et que de nombreux éléments sont discutables. Ainsi, on peut discuter les classes et le nombre de points associés à chaque indicateur : en raison de données imprécises, ils ont souvent été attribués de manière arbitraire. Ils devront être affinés si de nouveaux résultats sont disponibles. Les coefficients de pondération peuvent également être remis en cause : ils dépendent des connaissances scientifiques du moment. En particulier, pour les paramètres pouvant avoir une influence sur la survie des micro-organismes, nous n'avons pas pu introduire de coefficients de pondération spécifiques, car les connaissances actuelles ne le permettent pas. On peut discuter aussi les coefficients correspondant aux usages : comparée aux activités nautiques, la prise d'eau est susceptible d'exposer un plus grand nombre de personnes à des risques sanitaires ; cependant, alors que les sports nautiques sont pratiqués tous les jours, il est peu probable qu'il soit nécessaire de faire appel à la prise d'eau de secours, et si tel était le cas, ce serait pour une durée qui ne dépasserait pas 15 jours. Il est donc difficile de choisir les coefficients de pondération à appliquer.

On peut également discuter le choix des indicateurs de pollution. En particulier, s'il est vrai que les micro-organismes se fixent sur les fines des MES, et que la pollution des RUTP est en grande partie liée à ces matières, on ne peut pas nier qu'une partie des micro-organismes reste « libre » dans l'eau.

4.1.3 Adaptations envisageables

La méthode d'évaluation de la sensibilité du milieu aux polluants des RUTP pourrait faire l'objet de nombreuses adaptations. En particulier, pour les tronçons n°7 et n°8, il serait intéressant de réaliser de nouvelles mesures dans le milieu, de manière à affiner les indices de potentialité de développement des cyanobactéries et de survie des micro-organismes. Eventuellement, il serait possible de déterminer de nouvelles zones à l'intérieur de chacun de ces tronçons, car de nombreux points de rejet sont situés sur les tronçons n°7 et n°8. Nous avons remarqué que, lorsque la prise d'eau est implantée sur le site de la Tortière, il est difficile de distinguer les niveaux de risques correspondant aux différents points de rejet.

Il serait possible également d'intégrer dans cette méthode des critères environnementaux (au même niveau que les critères liés aux usages). Par exemple, les marais de l'Erdre constituent un site protégé (Natura 2000).

Enfin, cette méthode pourrait être envisagée sur d'autres sites. Mais la démarche de sélection des indicateurs de pollution (en fonction des risques sanitaires les plus préoccupants) doit être réalisée au préalable sur chaque site, et les indicateurs du milieu dépendront également du choix des risques sanitaires pris en compte.

CONCLUSION

Cette étude a permis d'élaborer une méthode de hiérarchisation des actions à mettre en œuvre sur les RUTP, dans le cas de l'Erdre. Elle s'appuie sur des critères d'ordre sanitaire : c'est l'analyse du contexte local et des risques liés aux usages qui a permis de sélectionner les indicateurs de pollution à surveiller dans les RUTP. La méthode mise en place s'appuie sur ces indicateurs, mais aussi sur des indices de vulnérabilité du milieu vis-à-vis des RUTP. En effet, les impacts sanitaires des RUTP diffèrent selon la localisation du point de rejet : d'une part, la zone réceptrice peut avoir des caractéristiques locales qui la rendent plus sensible aux polluants véhiculés par les RUTP ; d'autre part, la localisation des différents usages doit également être prise en compte.

L'étude a permis d'obtenir un indice caractérisant le niveau de risque microbiologique induit par chaque déversoir d'orage, mais, en raison d'un manque de données, il n'a pas été possible d'évaluer le niveau de risque lié aux cyanobactéries. Dans tous les cas, la détermination des indicateurs de pollution devra être affinée par la réalisation de nouvelles mesures et de simulations utilisant des modèles plus adaptés. La méthode proposée pour estimer les degrés de sensibilité du milieu récepteur entre dans le cadre d'une démarche empirique : les indicateurs utilisés pourront évoluer en fonction des connaissances scientifiques, et surtout, les seuils et les nombres de points fixés pourront être ajustés et pondérés à l'aide de nouvelles données sur l'Erdre. Il est important de noter que nous ne disposons pas, à l'issue de cette étude, du recul nécessaire permettant d'évaluer la fiabilité et la sensibilité de cette méthode.

Cependant, cette approche de diagnostic, fondée sur l'appréciation de divers indicateurs, présente l'avantage de rassembler des données souvent disparates, qui ne sont pas toujours clairement communiquées à l'ensemble des organismes concernés (DDASS, Communauté Urbaine, SMN, EDEN, DIREN, etc.). Pour la Communauté Urbaine, cette méthode permettra de cibler les actions à mener en priorité : il s'agit en quelque sorte d'un outil d'aide à la décision. Il est également possible de déterminer, suivant l'indice de sensibilité du milieu, les points de rejet prioritaires pour la mise en place de dispositifs de mesure.

Bibliographie

ADEME, École nationale vétérinaire de Nantes, ministère de l'Agriculture et de la Pêche, ENSP. *Les germes pathogènes dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, Guide et cahiers techniques « Connaître pour agir »*, août 1994, 89 pages.

AEDIA Conseil, ATOS Environnement, *Etude de risques relative à la prise d'eau de secours en Erdre*. Etude réalisée pour la Communauté Urbaine de Nantes, 2003. 67 p.

AESN & AGHTM. *Guide de conception et de gestion des réseaux d'assainissement unitaires*. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 1996, 374p.

AERM et DIREN Lorraine, *Comment évaluer les objectifs de réduction des flux de substances polluantes d'une agglomération*, AERM, avril 1997. 65 p.

ANDRE-FONTAINE G., *La leptospirose : zoonose de loisir et zoonose professionnelle. Etude du risque en Loire Atlantique*. ECOLE NATIONALE VETERINAIRE DE NANTES, 2003. 8p.

ASANO T., *Wastewater reclamation and reuse*. Water quality management library, 1998, 1475 pages.

Australian Water Quality Centre (AWQC), University of Adelaide, *Assessment of risks to drinking water production due to cyanobacterial growth in Seine basin rivers*, Consultancy study carried out for the Syndicat des Eaux d'Île de France, 2001.

AZZOUT Y. et al., *Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, réalisation et entretien*. Lavoisier TEC&DOC, Paris, 1994. 317 p.

BARBE J. et al., Diagnostic rapide des plans d'eau In *Informations techniques du CEMAGREF*, 1990. pp 1-8.

BARGUIL C., *Propositions d'adaptation des activités nautiques face à la prolifération des cyanobactéries*. Etude réalisée pour le Syndicat Mixte EDEN, février 2002. 17 p.

BARROIN G., Gestion des risques. Santé et Environnement : le cas des nitrates. Phosphore, Azote et Prolifération des végétaux aquatiques. *Le Courrier de l'Environnement n°48*, Editions INRA., février 2003. 35 p.

BARTAM J., CHORUS I., *Toxic cyanobacteria in Water*, E&FNSPON, 1999. 9 p.

BCEOM Ingénierie, *Faisabilité d'un prise d'eau en Erdre, Incidences Hydrauliques*. Etude réalisée pour le service de l'eau de la ville de Nantes, 1999.

BONIERBALE T., *Eléments pour l'évaluation de la qualité environnementale des systèmes d'assainissement urbains*. Thèse de doctorat en génie urbain : Université de Marne-la-Vallée, 2004. 232 p.

CAUCHI et al., Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et Méthodes, 1996. pp 81-118.

CERTU, *La ville et son assainissement*. [cédérom], Lyon : Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, 2003, ISBN : 2-11-093148-5.

CHEBBO G., *Solides des rejets pluviaux urbains. Caractérisation et traitabilité*, Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 1992. 413p.

CHEVALIER P., Les cyanobactéries toxiques et les microcystines. *Bulletin d'Information en Santé Environnementale (BISE)*. Publication du réseau de la santé publique du Québec. Juillet Août 1999. Vol. 10. n°4.

CHOCAT B., *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Paris : Lavoisier, 1997. 1124 p.

COURBOT L., *Analyse de la qualité de l'eau de l'Erdre : une potentielle réserve de secours d'eau brute*. Travail d'étude et de recherche pour l'obtention de la maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes : Faculté des sciences et techniques de Nantes, 2001. 14 p.

DEROLEZ V., *Méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles. Application à plusieurs bassins français*. Mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire : Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes, 2003. 55 p.

DIREN Bretagne, *Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons*, Rennes, novembre 2001. 82 pages.

FABY J.A., BRISSAUD F., *L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation*. Office International de l'Eau, 1997. 76 p.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., *La pollution des eaux pluviales en réseau d'assainissement unitaire : Caractéristiques et origines*. Thèse de doctorat en sciences et techniques de l'environnement : Centre d'enseignement et de recherche eau ville environnement (CEREVE), Paris, 1998. 477 p.

IFEN, *L'environnement en France*. Paris : La découverte, 2002, 606 p.

INSPQ, *Cyanobactéries et cyanotoxines (eaux potables et eaux récréatives)*, Institut national de santé publique du Québec, juin 2004. 19 p.

JORET J.-C., L'approche pour la maîtrise du risque cyanotoxines dans les filières de traitement d'eau potable In *Journée scientifique d'échanges sur les biotoxines – Toxines de micro-algues et cyanobactéries*, AFSSA, 6 mars 2003. pp 72-76.

LEGARÉ C. et PHANEUF. D., *Avis de santé publique concernant les cyanobactéries et leurs toxines*, Institut national de santé publique, 2000, 20 p.

MEDD & Agences de l'Eau, *Systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau – Grilles d'évaluation SEQ-Eau*, mars 2003. pp 12-20.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, *Guide de conception des installations de production d'eau potable*, disponible sur Internet <<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/>>

OCDE, *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OCDE, Paris, 1982. 154 p.

OCDE, *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour l'examen des performances environnementale*. OCDE, Paris, 1993. 41 p.

OMS, *Guidelines for safe recreational water environments, Coastal and fresh waters*, 2003, vol.1, 219 p. Disponible sur Internet (consulté en mai 2005): <http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwg1.pdf >

ORR P.T., JONES G.J., *Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited Microcystis aeruginosa cultures*. *Limnol. Oceanogr.* 43 (7), 1998, pp 1604-1614.

ORS d'Île-de-France, *Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France*. Paris, 2002. 168 p.

RAMBAUD L., *Lutte contre la pollution des sites de baignade en eaux douces sur le bassin Loire Bretagne*, Mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire : Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes, 2004. 59 p.

SATIN M., SELMI B., *Guide Technique de l'Assainissement*. Editions Le Moniteur, Paris, 1995. 628 p.

SCHMAUCH J.-F., *Rapport portant sur les risques potentiels présentés par l'Erdre dans le cadre de la mise en place des navettes fluviales*. Etude réalisée pour la société des transports en commun de l'agglomération nantaise, novembre 2004. 75 p.

SCHÜTZE M. *et al.*, Optimisation of control strategies for the urban wastewater system – an integrated approach In *Water Science and Technology*, Volume 39, n°9, 1999. pp209-216.

(1) SETUDE Ingénieur Conseil, *Etude sur les apports endogènes et exogènes en azote et phosphore dans l'Erdre*. Etude réalisée pour le Syndicat Mixte EDEN, avril 2004. 177 p.

(2) SETUDE Ingénieur Conseil, *Etude sur le développement des cyanobactéries ; étude des toxines liées aux cyanobactéries. Rapport des campagnes de mesure 2003*. Etude réalisée pour le Syndicat Mixte EDEN, février 2004. 101 p.

(3) SETUDE Ingénieur Conseil, *Etude sur le développement des cyanobactéries ; étude des toxines liées aux cyanobactéries. Rapport de recherche en laboratoire*. Etude réalisée pour le Syndicat Mixte EDEN, avril 2004. 78 p.

SIMONET F., Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières : le SEQ-Eau In *Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne*, Agence de l'Eau Adour Garonne, hiver 2001. pp 7-9.

VASCONCELOS V. M., Cyanobactérial toxins in Portugal : effects on aquatic animals and risk for human health In *Brazilian Journal of medical and biological research*, 1999. pp. 249-254.

Textes réglementaires

Code de l'environnement, Article L211-7. Modifié par la loi n°2003-699 du 30 juillet 2003 art. 55 II. JO RF 31 juillet 2003.

Code général des collectivités territoriales, Article L2224-10. Créé par la loi n°96-142 du 21 février 1996. JO RF du 24 février 1996.

Code de la santé publique, Articles R 1321-31, R 1321-40 et R1321-41.

CEE 75/440. Directive du Conseil du 16 juin 1975 relative à la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres. JO CE du 25 juillet 1975.

CEE 76/160. Directive du Conseil du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignade. JO CE du 5 février 1976.

CEE 91/271. Directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. JO CE du 30 mai 1991.

CE 2000/60. Directive du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. JO CE du 22 décembre 2000.

RF 64-1245. Loi n°64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. JO RF du 18 décembre 1964.

RF 92-3. Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 4 janvier 1992.

RF 81-324. Décret n°81-324 du 7 avril 1981 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées. JO RF du 10 avril 1981.

RF 91-980. Décret n°91-980 du 20 septembre 1991 modifiant le décret n° 81-324 du 7 avril 1981 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées. JO RF du 26 septembre 1991.

RF 93-742. Décret n°93-742 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues par l'article 10 de la loi no 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 30 mars 1993.

RF 93-743. Décret n°93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. JO RF du 30 mars 1993.

RF 94-469. Décret n°94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1-1 et L.372-3 du Code des communes. JO RF du 8 juin 1994.

RF 2001-1220. Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. JO RF du 22 décembre 2001.

RF. Arrêté du 22 décembre 1994a fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes. JO RF du 10 février 1995.

RF. Arrêté du 22 décembre 1994b relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnés aux articles L. 372-1-1 et L. 372-3 du Code des communes. JO RF du 10 février 1995.

RF. Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation. JO RF du 3 mars 1998.

DGS. Circulaire DGS/SD7 n° 2003-270 du 4 juin 2003 relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de zones de baignade et de loisirs nautiques.

DGS. Circulaire DGS/SD7 n° 2004-364 du 28 juillet 2004 relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de zones de baignade et de loisirs nautiques.

Sites Internet consultés : *sur la période Mai – Août 2005.*

AELB : <<http://www.eau-loire-bretagne.fr>>

DGS, site baignade : <<http://baignades.sante.gouv.fr>>

EDEN : <<http://www.eden-sur-erdre.fr.st>>

Legifrance : textes réglementaires <<http://www.legifrance.gouv.fr/>>

MEDD : <<http://www.ecologie.gouv.fr>>

PNSE 2004-2008 : <<http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/pnse/rapport.pdf>>

Transports de l'agglomération nantaise : <<http://www.tan.fr>>

Glossaire

Adsorption : processus physique d'adhésion de substances dissoutes ou dispersées à la surface d'un corps solide.

Azote ammoniacal (NH_3 ou NH_4^+) : azote présent sous forme d'ammoniac libre et d'ions ammonium. Il provient de la décomposition de la matière organique. Peut présenter un risque de toxicité directe sur les organismes aquatiques.

Azote global (NGL) : représente la somme des quatre formes suivantes : azote organique, azote nitrique, azote nitreux et azote ammoniacal.

NO_2 et NO_3 (azote nitreux et nitrique) : formes minérales oxydés.

Azote Kjeldahl (NTK) : azote organique et ammoniacal, déterminé par minéralisation à l'acide sulfurique dans des conditions spécifiées. L'azote présent dans les eaux usées brutes en réseau est quasiment exclusivement sous cette forme.

Azote organique : azote présent dans les composés organiques des eaux usées urbaines.

Bassin de décantation : ouvrage destiné à stocker temporairement les eaux de ruissellement, avant de les restituer au milieu récepteur dans des conditions acceptables.

Bassin de stockage-restitution : c'est un bassin de retenue installé sur un réseau unitaire, souvent immédiatement à l'amont de la station d'épuration, et destiné à stocker provisoirement tout ou partie des effluents unitaires collectés pendant une pluie pour les restituer ensuite, à débit contrôlé, à la station d'épuration.

Bouchon vaseux : Masse de matériaux en suspension qui oscille au gré des marées dans beaucoup d'estuaires.

Calage d'un modèle : ajustement des valeurs numériques attribuées aux paramètres d'un modèle afin que les valeurs calculées d'une variable soient aussi proches que possible des valeurs observées de cette variable.

Carbone organique total (COT) : quantité de carbone présente dans la matière organique qui est dissoute ou en suspension dans l'eau.

Demande biochimique en oxygène (DBO) : quantité d'oxygène à fournir pour dégrader par voie aérobie les matières organiques biodégradables contenues dans un échantillon d'eau à 20°C. On utilise généralement la DBO_5 (à 5 jours) comme indicateur de biodégradabilité de la pollution. Cette mesure est très utilisée, facile à réaliser, mais peu précise.

Demande chimique en oxygène (DCO) : quantité d'oxygène à fournir pour oxyder par voie chimique les matières contenues dans un échantillon d'eau: Oxydation à chaud (150°C) par du bichromate de potassium en présence d'acide sulfurique.

Déversoir d'orage (DO) : ouvrage qui permet de rejeter au milieu naturel une partie des effluents lorsque le débit dans le système est supérieur à ses capacités hydrauliques.

Eau brute : eau qui n'a subi aucun traitement épuratoire. Peut désigner une eau usée qui entre dans une station d'épuration afin d'y être traitée ou bien une eau de rivière avant potabilisation.

Eaux de ruissellement : ce sont les eaux produites par le ruissellement des eaux pluviales sur les surfaces imperméables, voire sur les surfaces non imperméables mais saturées par une pluviométrie de grande ampleur.

Eaux parasites : eaux généralement peu polluées qui transitent dans un réseau d'assainissement non conçu pour les recevoir, ce qui induit souvent des effets dommageables pour le fonctionnement des ouvrages. L'origine des eaux parasites est multiple. On distingue classiquement :

- les eaux parasites de captage, qui sont des apports ponctuels et qui résultent de l'ensemble des raccordements non conformes tels que les branchements d'eaux pluviales, les captages de sources, les rejets d'eaux claires industrielles, etc.
- les eaux parasites d'infiltration, correspondant à des infiltrations diffuses, et qui peuvent s'introduire dans le réseau à travers des joints non étanches, des fissures, etc..

Eaux pluviales : ce sont des eaux de ruissellement strictes, collectées dans des canalisations pluviales.

Eaux usées : elles correspondent à des eaux ayant été utilisées par l'homme. Ces eaux regroupent les eaux d'origine domestiques et les eaux industrielles. Ces dernières sont parfois collectées par les canalisations recueillant les eaux d'origine domestique.

Eaux unitaires : désigne un mélange d'eaux usées, d'eaux de ruissellement et des dépôts remis en suspension dans le réseau.

Effluent : eau collectée par un système d'assainissement.

Équivalent/habitant (EH) : notion utilisée notamment pour définir la capacité des stations d'épuration, en fonction de la masse de pollution qu'elles reçoivent. La directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires a défini l'EH comme « la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO₅) de 60 g d'oxygène par jour ».

Étalonnage : établissement d'une relation entre les valeurs indiquées par l'appareil de mesure (hauteur, vitesse, turbidité, absorbance, différence de potentiel, etc.) et les valeurs connues du paramètre mesuré.

Eutrophisation et Hyper-eutrophisation : enrichissement de l'eau par des nutriments, en particulier par des composés d'azote et de phosphore, qui accéléreront la croissance d'algues et des formes plus développées de la vie végétale. À terme, peut conduire à une asphyxie du milieu.

Frayère : lieu de reproduction des poissons.

Hydrogramme : courbe représentant l'évolution du débit en fonction du temps, en un point donné d'un réseau ou d'un cours d'eau.

Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) : composés contenant au moins un cycle benzène. Ils résultent principalement de la combustion incomplète des hydrocarbures. Présentent des effets toxiques et notamment cancérigènes.

Intensité d'une pluie : elle se définit par le rapport de la hauteur d'eau tombée, pendant une période de temps donnée.

Installation classée « Seveso » : installation classée pour la protection de l'environnement qui utilise des produits dangereux en quantité définie par une nomenclature. Ces établissements peuvent générer des risques d'incendie, d'explosion et de nuage toxique, à l'intérieur voire à l'extérieur du périmètre de l'usine. L'implantation et le contrôle de ces établissements sont de la stricte compétence du préfet et notamment sur le plan de la sécurité.

Limnimètre : appareil qui mesure une hauteur d'eau.

Matières en suspension (MES) : matières non dissoutes contenues dans l'eau et maintenues en suspension par brassage. Les matières les plus fines (< 250 µm de diamètre) portent l'essentiel de la pollution des rejets de temps de pluie et notamment les micropolluants.

Micropolluant : substance susceptible d'avoir une action toxique à des concentrations très faibles (s'exprimant en µg/l).

Oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄) : quantité de permanganate de potassium consommée pour l'oxydation des matières organiques d'une eau pendant un temps donné (4 heures à froid ou 10 minutes à ébullition), en milieu acide ou en milieu alcalin. Le résultat peut être exprimé en mg/l de O₂ ou en mg/l de KMnO₄. Cette notion permet d'estimer la pollution organique globale d'une eau.

PCB (polychlorobiphényles) : dérivés chimiques chlorés, regroupant 209 substances apparentées. Entre 1930 et le début des années 1980, les PCB ont été produits pour des applications liées aux transformateurs électriques et aux appareils hydrauliques industriels. Leur production a été interdite en 1985 lorsqu'a été découvert leur caractère toxique pour l'homme et pour l'environnement (les PCB sont notamment bioaccumulables).

Période de retour : intervalle de temps moyen séparant deux occurrences d'un événement caractérisé par une variable aléatoire unique. On peut par exemple parler de la période de retour d'une pluie donnée si on la caractérise par son intensité moyenne en un point particulier, sur une durée fixe.

Phénols : nom générique des dérivés hydroxyles des hydrocarbures aromatiques. La fonction phénol se caractérise par le groupe fonctionnel OH fixé sur un noyau aromatique. Les phénols sont utilisés dans de nombreuses industries : industrie du pétrole et raffineries (lavage et conditionnement des produits fractionnés alcalins ou acides), cokeries, fonderies (lavage des effluents gazeux), industries chimiques et pharmaceutiques (colorants, pesticides, médicaments), poudreries (dérivés nitrés des phénols). Parfois, l'utilisation de revêtements bitumeux dans des canalisations ou des réservoirs peut à l'occasion de mise en service ou de réparations être la cause de l'introduction de quantités limitées de phénols dans les réseaux.

Phosphore (P) : corps chimique simple indispensable à la croissance de la végétation et à la survie des organismes vivants. Assimilable par les plantes sous une forme oxydée (PO_4 , ions phosphates) ou organique. Les apports anthropiques principaux sont liés aux engrais et aux lessives. Le phosphore est le facteur principal et limitant de l'eutrophisation des eaux de surface.

Pollutogramme : courbe qui présente l'évolution de la pollution transportée au cours du temps. Exprimée en concentration ou en flux de pollution par unité de temps.

Poste de refoulement (ou de relèvement) : ouvrage équipé de pompes permettant de relever le niveau des eaux circulant dans les canalisations.

Réseau d'assainissement : réseau d'égouts et ouvrages auxiliaires assurant le transport des eaux usées et/ou des eaux de ruissellement vers une installation de traitement ou une masse d'eau réceptrice. On distingue les réseaux unitaires (mélange d'eaux usées et pluviales dans les mêmes canalisations) des réseaux séparatifs.

Rejets urbains de temps de pluie (RUTP) : effluents déversés en temps de pluie par les exutoires d'eaux pluviales, les déversoirs d'orage sur réseaux unitaires et les trop-plein des postes de refoulement. Les flux de pollution ainsi déversés sont généralement très importants (même ordre de grandeur annuel que les rejets de temps sec).

Substances extractibles au chloroforme (SEC) : ce sont des micropolluants, de nature organique ou éventuellement organométallique, qui trouvent leur origine dans les pollutions liées aux activités agricoles (pesticides) ou industrielles (phénols, colorants, médicaments, hydrocarbures) ou encore aux utilisations domestiques (détergents, huiles, graisses, adjuvants divers). Dans certains cas, elles peuvent résulter de processus de biotransformation au sein du milieu récepteur. Leur toxicité est variable.

Système d'assainissement : il comprend le réseau d'assainissement, les déversoirs d'orage, la station d'épuration et les éventuels ouvrages délocalisés de traitement de la pollution.

Trihalométhanes (THM) : se forment principalement par réaction du chlore et de la matière organique lors du traitement de l'eau. Les plus courants dans l'eau potable sont le chloroforme, le bromodichlorométhane, et le bromoforme. Les THM pourraient avoir des conséquences sur la santé humaine.

Liste des tableaux

TABLEAU 1. ORDRE DE GRANDEUR DES CONCENTRATIONS EN MG/L.....	6
TABLEAU 2. CONCENTRATION DE DIVERS PARAMETRES DANS LES EAUX USEES ET PRODUCTION JOURNALIERE PAR HABITANT	7
TABLEAU 3. COMPARAISON ENTRE EAUX RUISSELEES (ER) ET EAUX USEES (EU) AVANT EPURATION	9
TABLEAU 4. CONTRIBUTION RELATIVE DES EAUX DE RUISSELLEMENT, DES EAUX USEES ET DES DEPOTS A LA POLLUTION DES REJETS UNITAIRES	9
TABLEAU 5. FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX MODIFIANT LA SURVIE DES MICRO-ORGANISMES	14
TABLEAU 6. RISQUES SANITAIRES LIES A UNE POLLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU	18
TABLEAU 7. CLASSES DE QUALITE DU SYSTEME SEQ-EAU	21
TABLEAU 8. DONNEES DE LA METROLOGIE SUR LES DEVERSOIRS D'ORAGE POUR L'ANNEE 2004 ET DUREES DE DEVERSEMENT ANNUELLES AUTORISEES	24
TABLEAU 9. CONCENTRATIONS EN DIVERS POLLUANTS DANS LES EFFLUENTS REJETES PAR LE POSTE DE REFOULEMENT DE LA HAVARDIERE	25
TABLEAU 10. GROUPES DE QUALITE DES RESSOURCES EN EAU ET TRAITEMENTS CORRESPONDANTS.....	26
TABLEAU 11. DEBITS DE L'ERDRE EN REGIME NORMAL (EN M ³ /S)	28
TABLEAU 12. RESULTATS DES JAR-TESTS REALISES EN 2000 SUR LES EAUX DE L'ERDRE ET DE LA LOIRE	29
TABLEAU 13. RECHERCHE DE CRYPTOSPORIDIUM ET DE GIARDIA DANS LES EAUX DE L'ERDRE (PRELEVEMENTS EFFECTUES LE 09/09/03).....	30
TABLEAU 14. CLASSEMENT DES SITES POTENTIELS POUR LA FUTURE PRISE D'EAU EN FONCTION DE PARAMETRES DE QUALITE.....	31
TABLEAU 15. LIMITES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE RELATIVES AUX EAUX DE BAINNADE	34
TABLEAU 16. PROJET DE LIMITES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE RELATIVES AUX EAUX DE BAINNADE	34
TABLEAU 17. CRITERES DE SELECTION DES INDICATEURS	36

Liste des figures

FIGURE 1. PRINCIPAUX FACTEURS FAVORISANT LA CROISSANCE DES CYANOBACTERIES	15
FIGURE 2. LOCALISATION DU BASSIN VERSANT DE L'ERDRE	19
FIGURE 3. DEVERSOIRS D'ORAGE SURVEILLES PAR LA METROLOGIE	24
FIGURE 4. FORMES DU PHOSPHORE	39
FIGURE 5. METHODE D'EVALUATION DU NIVEAU DE RISQUE SANITAIRE CARACTERISANT CHAQUE POINT DE REJET	45

Liste des annexes

ANNEXE 1 : TENEURS EN COLIFORMES FECAUX DANS LES REJETS URBAINS.....	II
ANNEXE 2 : MICRO-ORGANISMES PATHOGENES CONTENUS DANS LES EAUX USEES	III
ANNEXE 3 : SURVIE DES MICRO-ORGANISMES PATHOGENES DANS L'ENVIRONNEMENT.....	V
ANNEXE 4 : LES CYANOBACTERIES DE L'ERDRE.....	VI
ANNEXE 5 : LOCALISATION DES DEVERSOIRS D'ORAGE ET DES POSTES DE REFOULEMENT	VIII
ANNEXE 6 : TEMPS DE SURVERSE DES POSTES DE REFOULEMENT SITUES SUR LE BASSIN DE L'ERDRE.....	IX
ANNEXE 7 : POINTS DE REJET D'EAUX PLUVIALES	X
ANNEXE 8 : LOCALISATION DES SITES POTENTIELS POUR LA FUTURE PRISE D'EAU.....	XII
ANNEXE 9 : PARAMETRES DE QUALITE NE RESPECTANT PAS LES VALEURS LIMITEES FIXEES POUR LES EAUX BRUTES DESTINEES A LA PRODUCTION D'EAU POTABLE	XIII
ANNEXE 10 : SURVEILLANCE DES GERMES D'ORIGINE FECALE DANS L'ERDRE.....	XIV
ANNEXE 11 : LOCALISATION DES ACTIVITES NAUTIQUES EN ERDRE.....	XVI
ANNEXE 12 : RECOMMANDATIONS DU CSHPF EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN CYANOBACTERIES DANS L'EAU DE BAIGNADE.....	XVII
ANNEXE 13 : CLASSES PLUVIOMETRIQUES	XVIII
ANNEXE 14 : DECOUPAGE DE L'ERDRE EN DIFFERENTS TRONÇONS	XIX
ANNEXE 15 : CALCUL DE L'INDICE D'EUTROPHISATION	XX
ANNEXE 16 : CARTE DES ZONES D'ENVASEMENT ENTRE 1994 ET 2001	XXIII
ANNEXE 17 : CALCUL DE L'INDICE DE POTENTIALITE DE DEVELOPPEMENT DES CYANOBACTERIES IC.....	XXIV
ANNEXE 18 : CALCUL DE L'INDICE DE POTENTIALITE DE SURVIE DES MICRO-ORGANISMES	XXV
ANNEXE 19 : RESULTATS DES SIMULATIONS	XXVII
ANNEXE 20 : DETERMINATION DE L'INDICE DE NIVEAU DE RISQUE MICROBIOLOGIQUE SUR LES DEVERSOIRS D'ORAGE.....	XXX

Annexe 1 : Teneurs en coliformes fécaux dans les rejets urbains

Source	Type de milieu	Coliformes fécaux pour 100 mL
D'ANDREA et MAUNDER, 1993 ; Toronto	Egout, temps sec Déversoir d'orage Ruissellement	10^4 à 3.10^4 10^6 10^4 à 10^6
WHITELEY et al., 1993 ; Ontario	Ruissellement	10^3 à 10^4
SIM et al., 1993 ; Sydney	Ruissellement urbain récepteur en temps sec Ruissellement urbain récepteur en temps de pluie (des surverses d'orage)	10^3 à 3.10^4 5.10^4 à 10^5
ELLIS et WU, 1994 ; Londres	Déversoirs d'orage	3.10^3 à $3,6.10^6$
ASHLEY et DABROWSKI, 1994 ; Dundee	Réseau unitaire, temps sec Réseau unitaire, temps de pluie	10^4 à 2.10^7 2.10^4 à 2.10^8
HART et WALLER, 1993 ; Canada	Eau de ruissellement, quartier résidentiel	10^3 à 4.10^3

Source : CERTU, 2003.

Annexe 2 : Micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux usées

Tableau 1. Virus pathogènes contenus dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
Virus de l'hépatite A	Hépatite A		Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E		Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	400 à 85 000	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, vomissement, diarrhée		Ingestion
Astrovirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion / inhalation
Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée		Ingestion
Entérovirus :			
Poliovirus	Paralyse, méningite, fièvre	182 à 492 000	Ingestion
Coxsackie A	Méningite, fièvre, pharyngite, maladie respiratoire		Ingestion
Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du coeur (si contamination pendant la grossesse), éruption cutanée, fièvre, méningite, maladie respiratoire		Ingestion
Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre		Ingestion
Entérovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite hémorragique aiguë, fièvre		Ingestion

Source : ORS d'île de France, 2002 (d'après ASANO, 1998).

Tableau 2. Bactéries pathogènes contenues dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

Source : ORS d'île de France, 2002 (d'après ASANO, 1998).

Tableau 3. Parasites pathogènes contenus dans les eaux usées

Organisme	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre	Voies de contamination principales
Protozoaires :			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	4	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée, malabsorption	125 à 100 000	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	28-52	Ingestion
<i>Cryptosporidium</i>	Diarrhée	0,3 à 122	Ingestion
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose : ganglions, faible fièvre		Inhalation / Ingestion
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre, perte de poids		Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée		Ingestion
Helminthes :			
<i>Ascaris</i>	Ascariase : diarrhée, troubles nerveux	5 à 111	Ingestion
<i>Ancylostoma</i>	Anémie	6 à 188	Ingestion / Cutanée
<i>Necator</i>	Anémie		Cutanée
<i>Tænia</i>	Diarrhée, douleurs musculaires		Ingestion de viande mal cuite
<i>Trichuris</i>	Diarrhée, douleur abdominale	10 à 41	Ingestion
<i>Toxocora</i>	Fièvre, douleur abdominale		Ingestion
<i>Strongyloïdes</i>	Diarrhée, douleur abdominale, nausée		Cutanée
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, anorexie		Ingestion

Source : ORS d'Île de France, 2002 (d'après ASANO, 1998).

Annexe 3 : Survie des micro-organismes pathogènes dans l'environnement

Tableau 1. Temps de survie de pathogènes caractéristiques à 20-30°C

Pathogènes	Eaux de surface	Temps de survie (jours) sur les plantes	Temps de survie (jours) sur le sol
Virus :			
<i>Entérovirus</i>	<120 mais souvent <50	<60 mais souvent <15	<100 mais souvent <20
Bactéries :			
<i>Coliformes fécaux</i>	<60 mais souvent <30	<30 mais souvent <15	<70 mais souvent <20
<i>Salmonella</i>	<60 mais souvent <30	<30 mais souvent <15	<70 mais souvent <20
<i>Shigella</i>	<30 mais souvent <10	<10 mais souvent <5	
<i>Vibrio cholerae</i>	<30 mais souvent <10	<5 mais souvent <2	<20 mais souvent <10
Protozoaires :			
Kystes d' <i>E. histolytica</i> <i>Helminthes</i>	<30 mais souvent <10	<10 mais souvent <2	<20 mais souvent <10
Oeufs d' <i>A. lombricoïdes</i>	Plusieurs mois	<60 mais souvent <30	plusieurs mois

Source : ORS d'Île de France, 2002 (d'après ASANO, 1998).

Tableau 2. Caractéristiques épidémiologiques de quelques agents pathogènes des eaux usées

Agents	Quantité excrétée / g fèces	Latence	Survie	Multiplication dans l'environnement	Dose infectante (DI 50) ^a
Virus :					
Entérovirus	107	0	3 mois	Non	< 100
Hépatite A	106 ?	0	?	Non	?
Rotavirus	106 ?	0	?	Non	?
Bactéries :					
Colibacille	108	0	3 mois	Oui	±109
<i>Salmonella typhi</i>	108	0	2 mois	Oui	107
Autres Salmonelles	108	0	2-3 mois	Oui	106
<i>Shigella</i>	107	0	1 mois	Oui	104
Parasites :					
Amibe dysent.	107	0	25 jours	Non	10 à 100
<i>Giardia lamblia</i>	105	0	25 jours	Non	10 à 100
Ascaris	104	10 jours	> 1 an	Non	Quelques unités
<i>Tænia</i>	104	2 mois	9 mois	Non	1

(a) DI 50 : dose infectante suffisante pour provoquer l'apparition de symptômes cliniques chez 50 % des individus soumis au test.

Source : ORS d'Île de France, 2002 (d'après FABY, 1997).

Annexe 4 : Les cyanobactéries de l'Erdre

Tableau 1. Concentrations en cellules de cyanobactéries par mL en 2003, et dépassement du seuil de 100 000 cellules/mL (en bleu)

	Nort-sur-Erdre	Port Jean	La Jonelière
18/02	84	46	78
17/03	0	19 990	5 895
08/04	8	8 417	31 583
13/05	734	17 331	15 365
04/06	117	372 442	1 065 320
10/06	1 415	1 137 761	1 365 639
17/06	6 652	-	16 846
01&02/07	2 536	693 083	425 776
08/07	10 297	1 329 049	3 291 295
16/07	62 399	-	451 995
05/08	3 396	-	376 141
19/08	3 656	1 307 010	817 131
25&26/08	18 113	866 188	647 912
09/09	1 942	378 798	340 636
16/09	56 936	695 126	452 571
23/09	161 474	-	354 058
14/10	1640	514 389	275 731

Source : SETUDE 1, 2004.

Sur l'ensemble des analyses réalisées en 2003, seuls 8% des échantillons n'ont pas révélé la présence de cyanobactéries : ils concernent essentiellement le secteur amont en hiver et au printemps. Des cyanobactéries ont toujours été identifiées dans l'eau de Port Jean et de la Jonelière, quelle que soit la date. A Nort-sur-Erdre, le seuil de 100 000 cellules/mL (valeur figurant dans les recommandations du CSHPF et de l'OMS), n'est dépassé qu'une fois en fin d'été, mais à Port Jean et à la Jonelière, les concentrations sont bien au-dessus de 200 000 cellules/mL à partir de début juin.

Malgré leur proximité géographique, tous les sites n'ont pas la même capacité de production en cyanobactéries. Ainsi, certaines zones peuvent être considérées comme moyennes à riches : Nort-sur-Erdre, Marais Saint-Mars (concentration inférieure à 15 mg/L), la Bézirais et l'écluse Saint Félix (concentration inférieure à 30 mg/L) ; d'autres peuvent être considérées comme extrêmement riches : Port Jean et la Jonelière (jusqu'à 160 mg/L). Notons également que la répartition des espèces n'est pas la même suivant les sites :

Tableau 2. Principaux genres de cyanobactéries présents dans l'Erdre

	Planktothrix	Aphanizomenon	Anabaena	Oscillatoria
Espèces	<i>P. agardhii</i>	<i>A. aphanizomenoides</i> <i>A. issatschenkoi</i> <i>A. flos-aquae</i>	<i>A. inequalis</i> <i>A. solitaria</i> <i>A. spiroides</i>	<i>O. amphibia</i> <i>O. chlorina</i> <i>O. cf. splendida</i>
Toxines	Microcystines Anatoxine-a	Anatoxine-a Cylindrospermopsine	Microcystines Anatoxine-a Anatoxine-a(s)	Anatoxine-a Homoanatoxine-a Microcystines
Danger potentiel	H, N, D	H, N	H, N	H, N, D
Lieux de prolifération	Nort-sur-Erdre Port Jean Marais Saint Mars La Bézirais Sucé-sur-Erdre La Jonelière	Nort-sur-Erdre Marais Saint Mars	Port Jean	Nort-sur-Erdre
Écologie	- Prolifère lorsque les nutriments sont abondants - Supporte bien la turbulence et se développe même dans des conditions limitantes en lumière	- Supporte mal des conditions turbulentes - Exigeant en lumière et en phosphore - Capable de fixer l'azote atmosphérique - Genre pouvant former des fleurs d'eau	- Genre planctonique inféodé aux eaux stagnantes - Prolifère dans des milieux calmes, transparents, voire stratifiés - Exigeant en lumière - Capable de fixer l'azote atmosphérique	Très variable selon les espèces

H : Hépatotoxicité

N : Neurotoxicité

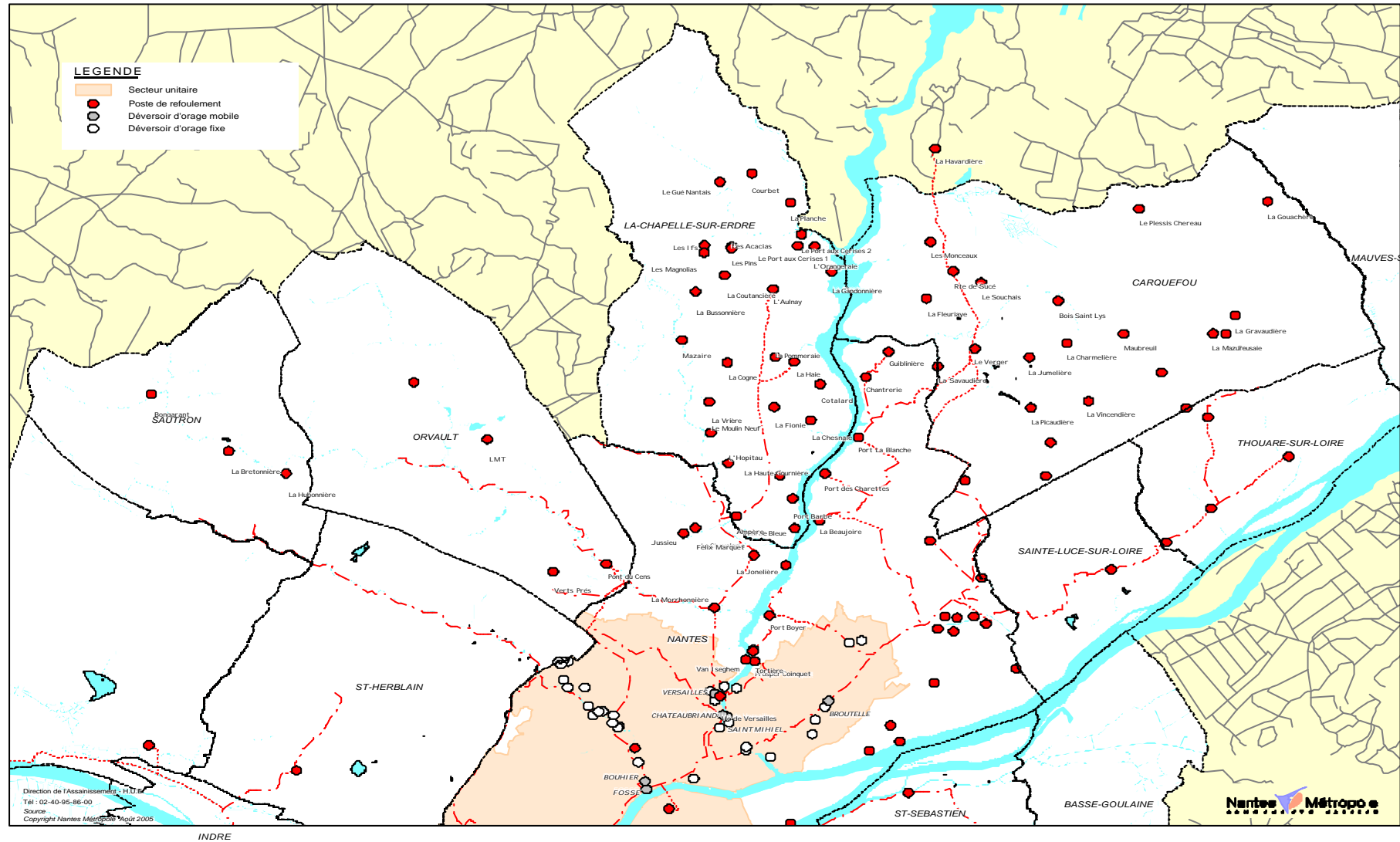
D : Dermatotoxicité

Source : DDASS, 2005.

L'espèce *Planktothrix agardhii* est présente partout, mais domine plus particulièrement les secteurs situés en aval. Sa présence est révélatrice de teneurs particulièrement importantes en nutriments.

Les dangers les plus importants liés à la présence de cyanobactéries sont à attribuer aux cyanotoxines. En effet, seuls les problèmes d'irritations cutanées pourraient être attribués à d'autres métabolites produits par les cyanobactéries. Malheureusement, il est difficile de déterminer les causes de production de toxines. En 2003, aucun résultat positif n'a été enregistré à la Jonelière qui constitue pourtant une zone de prolifération de *Planktothrix agardhii*. Les toxines qui ont été détectées plus en amont seraient attribuables aux genres *Anabaena* et *Microcystis* qui pourtant sont restés largement minoritaires. Cependant, la possibilité pour *Planktothrix agardhii* de développer des souches toxiques ne peut pas être écartée.

Annexe 5 : Localisation des déversoirs d'orage et des postes de refoulement

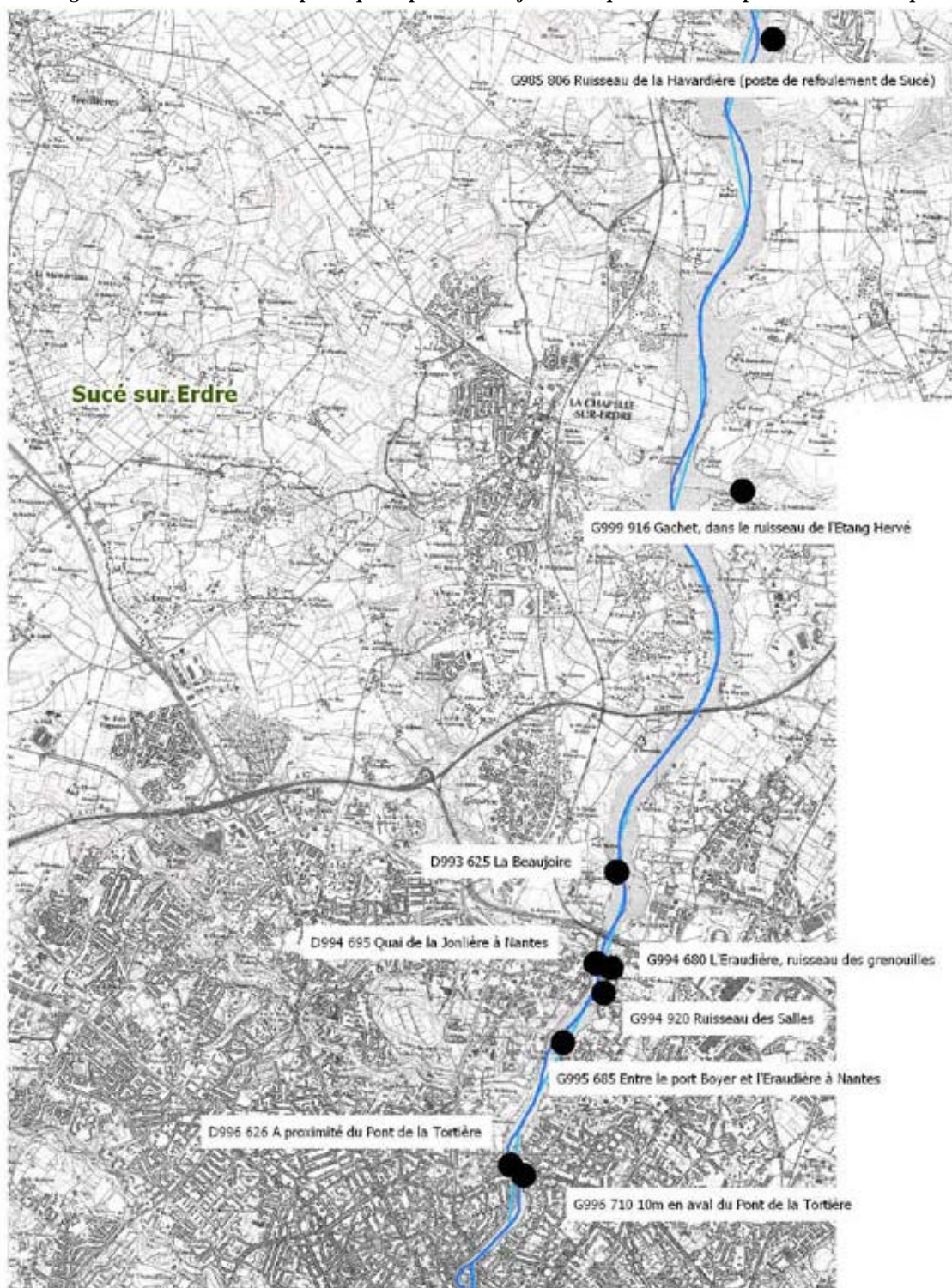


Annexe 6 : Temps de surverse des postes de refoulement situés sur le bassin de l'Erdre

Commune	Opérateur	Nom du poste	Temps annuel de surverse (en h)			
			Données 2001	Données 2002	Données 2003	Données 2004
SAUTRON	Générale des Eaux	Bongarant	-	-	-	-
		La Hubonnière	-	49.15	0	0
		La Bretonnière	-	114.05	0	0
LA-CHAPELLE-SUR-ERDRE	SAUR	Les Ifs	non équipé en télétransmetteur			03/05/2004
		Les Acacias	non équipé en télétransmetteur			01/06/2004
		Les Pins	non équipé en télétransmetteur			01/06/2004
		Les Magnolias	non équipé en télétransmetteur			13/04/2004
		La Coutancière	non équipé en télétransmetteur			18/04/2004
		Mazaire	-	-	-	-
		Le Gué Nantais	non équipé en télétransmetteur			25/08/2004
		Le Courbet	0	0	0	0
		Chemin de la Planche	0	0	0	0,01
		Le Port aux Cerises n°1		09/07/2002	561.44	609.47
		La Gandonnière	non équipé en télétransmetteur			28/04/2005
		Le Port aux Cerises n°2	non équipé en télétransmetteur			23/06/2004
		La Gandonnière Espace Vert				
		L'Aulnav	1065.2	234.01	154.47	224.82
		Cotalard	0	0	0	0
		La Chesnaie	non équipé en télétransmetteur			18/05/2004
		La Fionie	non équipé en télétransmetteur			28/04/2004
		La Haie	57.3	121.5	174.27	142.75
		La Pommeraie	non équipé en télétransmetteur			27/09/2004
		La Cogne	8.52	175.18	160.4	83.81
		Le Moulin Neuf	0	0	12.38	11.38
		La Vrière	non équipé en télétransmetteur			01/10/2004
		La Haute Gournière	0	0	0	3.84
		L'Hopitau	0	0	0.93	0
		Ampères		23/05/2002	0	0
		bussoniere			03/08/2003	79.62
		La planche	-	4.23	3.07	42.71
Orangerie	non équipé en télétransmetteur			11/05/2004		
CARQUEFOU	SAUR	Route de Sucé	-	-	-	-
		La Savaudière	36.4	47.25	13.92	13.56
		La Fleuriaye	-	-	-	-
		Le Plessis Chereau	-	-	-	-
		La Sausaie	-	-	-	-
		Le Souchais	-	-	-	-
		Bois Saint Lys	31	-	-	-
		La Jumelière	22/03/2001	-	-	-
		Les Monceaux	77.5	215.52	94.15	122.45
		La Charmelière	non équipé en télétransmetteur			29/07/2004
		La Coulée / La Gouachère	0	0	0	0
		La Vincendière	0	0	0	1.74
		La Gravaudière	3.1	-	-	-
		Maubreuil	42.7	249	0.02	0
		La Picaudière	88.1	2680.88	209.34	296.8
		Le Verger	10	53.05	22.75	117.21
Masure	22/03/2001	0	0	0		
ORVAULT	Régie	Alcatel	non équipé en télétransmetteur			
		Pont du Cens	-	-	-	-
		Vert-Pré	-	-	-	-
NANTES	Régie	Beaujoire	77.73	1.57	4.65	0
		Chantretrie	10.98	0	0.93	1.65
		Chevalerie	382.95	3.93	0	0
		Coinquet	0	0	0	0
		Guiblière	0	4.95	0.8	0
		Ile de Versailles	0	0	0	0
		Jonelière	0	0	0	0
		Jussieu	0	0	0	0
		Marquet	0	0	0.6	0.02
		Morrhonière	255.02	186.48	79.92	130.25
		Port-Boyer	0	0	3.37	0
		Port des Charettes	0	0	0	0
		Port la Blanche	4.13	1.17	1.28	0.03
Tortière	31.65	175.13	139.63	141.33		
Van Iseghem	0	0.15	0.82	0.22		
SUCE-SUR-ERDRE		La Havardière	-	-	-	-
Pluviométrie (mm)			987.3	990.2	786.2	734.9

Annexe 7 : Points de rejet d'eaux pluviales

Figure 1. Localisation des principaux points de rejet suivis par le SMN et par Nantes Métropole



Source : SETUDE 1, 2004.

Tableau 1. Résultats des campagnes de mesure réalisées par le SMN pour les principaux points de rejet

Référence du point	Lieu	Date	NH4	NO3	PO4	Cl	MES	DBO5	DCO	E. Coli	Streptocoques fécaux	Débit
			mg/L	Mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	nb/100 mL	nb/100mL
G 999 916	Gachet	Oct 00	0,7	28,4	0,3	53	4	2	10	4 093	828	1
		Juin 99	2,71	39,87	0,55	87,0	22,4	5,0	33	24 680	4 093	0,10
D 993 625	La Beaujoire	Sept 01	0,50	0,20	0,12	31,0	18,0	5,0	17	14 440	1 126	0,20
		Mars 00	0,7	23,5	0,2	36	9	2	12	255	58	0,05
		Juin 00	0,5	19,9	0,2	32	7	2	25	2 480	255	0,05
		Août 00	0,7	19,1	0,2	38	9	2	10	2 204	828	0,04
D 994 695	Quai de la Jonelière	Mars 00	4,6	3,1	1,6	36	140	90	294	920 000	10 670	0,06
		Juin 99	21,8	2,22	24,79	103	408,0	1600,0	2260	7 2310 00	24 680	0,04
G 994 680	L'Eraudière (le ruisseau des Grenouilles)	Mai 01	0,50	4,20	0,05	62,0	3,0	2,0	11	2 873	119	0,10
		Sept 01	0,50	2,40	0,16	19,0	4,0	8,0	36	7 920	3 616	0,35
		Déc 01	0,50	1,70	0,05	28,0	23,0	2,0	14	58	58	0,70
G 994 920	Ruisseau des Salles	Mai 01	0,50	2,70	0,11	32,0	55,0	6,0	38	46 690	1 015	0,20
		Oct 00	1,4	11,1	0,5	28	29	6	16	4 093	56	0,08
		Déc 99	0,65	7,97	0,21	20,0	3,0	3,0	32	920	56	0,90
		Oct 99	1,42	20,82	1,13	30,0	13,0	4,0	40	32 000	1 473	0,07
		Juin 99	16,5	2,66	7,16	82,0	109,3	110,0	210	361600	321 700	0,13
G 995 685	Entre Port Boyer et l'Eraudière	Oct 00	11,9	10,6	0,6	46	48	11	31	393300	466 900	0,84
		Juin 99	37,7	7,09	11,02	46,0	118,0	130,0	260	1 067 000	110 600	0,78
		Mars 99	5,93	14,62	5,51	32,0	66,4	120,0	310	4 5580 00	244 500	0,50
D 996 626	A proximité de la Tortière	Mars 00	5,8	9,8	4,3	16	110	180	350	536 800	1 702 000	0,04
G 996 710	La Trémissinière (10 m en aval de la Tortière)	Mai 01	17,8	2,10	3,10	50,0	88,0	94,0	230	757 000	792 000	2,00
		Oct 00	3,7	7,5	3	32	44	66	140	72 310	248 000	4,00
		Déc 99	11,1	22,15	5,20	38,0	82,0	86,0	190	59 639 000	536 800	3,20
		Mars 99	31,9	2,22	9,49	54,0	139,0	300,0	670	11 454 000	11 280 000	0,07

Source : SMN, 1999 à 2001.

Annexe 8 : Localisation des sites potentiels pour la future prise d'eau



Source : Direction de l'Eau de Nantes Métropole, 2005.

Annexe 9 : Paramètres de qualité ne respectant pas les valeurs limites fixées pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable

Les valeurs des paramètres ne doivent pas dépasser les seuils de l'annexe III du décret 1220 – 2001. Paramètres dépassant les seuils de l'annexe III (Nb échantillons non conformes/Nb échantillons total) :

Annexe III	1999	2000	2001
Saint Felix	Oxyg dissous (1/12) Oxy Kmn O4 (45/50) Indice phenol (1/12) Colif. Thermo (6/50)	Oxy KmnO4 (42/51) Colif. Thermo (6/51) Entérocoques (1/51)	Oxy KmnO4 (29/30)
La Tortière	Oxy KmnO4 (42/50) Indice phenol (1/12)	Oxy KmnO4 (42/51)	Oxy KmnO4 (28/30)
La Beaujoire	Oxy KmnO4 (43/50) Indice phenol (1/12)	Oxy KmnO4 (45/51)	Oxy KmnO4 (28/30) Colif. Thermo (1/30)

Les valeurs des paramètres doivent être inférieures aux seuils impératifs de l'annexe I.3 pour 95% des échantillons. Paramètres non conformes : l'indice phénol pour les 3 sites en 1999 (1 seul échantillon sur 12).

Les valeurs des paramètres non conformes aux seuils de l'annexe I.3 ne doivent pas s'écarter de plus de 50% des seuils. Paramètres non conformes : aucun

Les valeurs des paramètres doivent être inférieures aux valeurs guides de l'annexe I.3 pour 90% des échantillons. Paramètres non conformes (Nb échantillons non conformes/Nb échantillons total) :

Annexe I.3 Valeurs G	1999	2000	2001
Saint Felix	Coloration (12/12) DBO5 (2/12) DCO (12/12) NK (2/12) Indice phenol (3/12) SEC (12/12)* Colif. Thermo ()	Coloration (11/11) DBO5 (4/11) DCO (10/11) SEC (11/11)	Coloration (5/7) DCO (6/7) SEC (7/7)* Fer (1/7) Fluor (1/7)
La Tortière	Coloration (12/12) DBO5 (2/12) DCO (10/12) Indice phenol (3/12) SEC (12/12)* Fer (2/11)	Coloration (7/11) DBO5 (5/11) DCO (7/11) SEC (11/11)*	Coloration (5/7) DBO5 (1/7) DCO (5/7) SEC (6/7) Fer (1/7) Phosphore (1/7)
La Beaujoire	Coloration (12/12) DBO5 (3/12) DCO (9/12) NK (2/12) Indice phenol (2/12) SEC (12/12)*	Coloration (7/11) DBO5 (4/11) DCO (10/11) SEC (11/11)*	Coloration (6/7) DBO5 (1/7) DCO (7/7) SEC (7/7)*

* SEC : limite de détection du laboratoire > limite annexe I.3 (valeur A3)

Les valeurs des paramètres non conformes aux valeurs guides ne doivent pas s'écarter de plus de 50% des seuils. Paramètres non conformes : aucun

Source : Direction de l'Eau de Nantes Métropole, 2005.

Annexe 10 : Surveillance des germes d'origine fécale dans l'Erdre

Tableau 1. Résultats des prélèvements effectués par la DDASS (en nb/100 mL)

	18/06/03	30/06/03	15/07/03	28/07/03	11/08/03	21/06/04	05/07/04	19/07/04	02/08/04
Nort –sur-Erdre									
Coliformes totaux/100mL-ML	5700	500	1500	2700	800	1000	1200	3300	2000
Entérocoques /100 mL (MP)	109	127	30	270	61	<15	15	292	<15
Escherichia Coli/100mL (MP)	11636	449	330	2130	1474	529	46	1391	1317
Mazerolles									
Coliformes totaux/100mL-ML	100	<100	<100	600	500	100	<100	<100	<100
Entérocoques /100 mL (MP)	<15	<15	<15	127	<15	<15	<15	<15	<15
Escherichia Coli/100 mL (MP)	<15	<15	30	179	77	15	<15	<15	94
	10/06/03	26/06/03	08/07/03	22/07/03	05/08/03	21/06/04	05/07/04	19/07/04	02/08/04
Port Jean									
Coliformes totaux/100mL-ML	-	<100	<100	100	<100	100	400	<100	<100
Entérocoques /100 mL (MP)	-	30	<15	94	<15	<15	<15	<15	<15
Escherichia Coli/100 mL (MP)	-	<15	15	<15	15	15	30	15	30
La Jonelière									
Coliformes totaux/100mL-ML	-	<100	<100	100	<100	<100	400	<100	<100
Entérocoques /100 mL (MP)	-	<15	15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Escherichia Coli/100 mL (MP)	-	93	160	77	61	110	268	15	61

Source : DDASS, 2003-2004.

Tableau 2. Résultats des prélèvements effectués par le SMN à Sucé-sur-Erdre

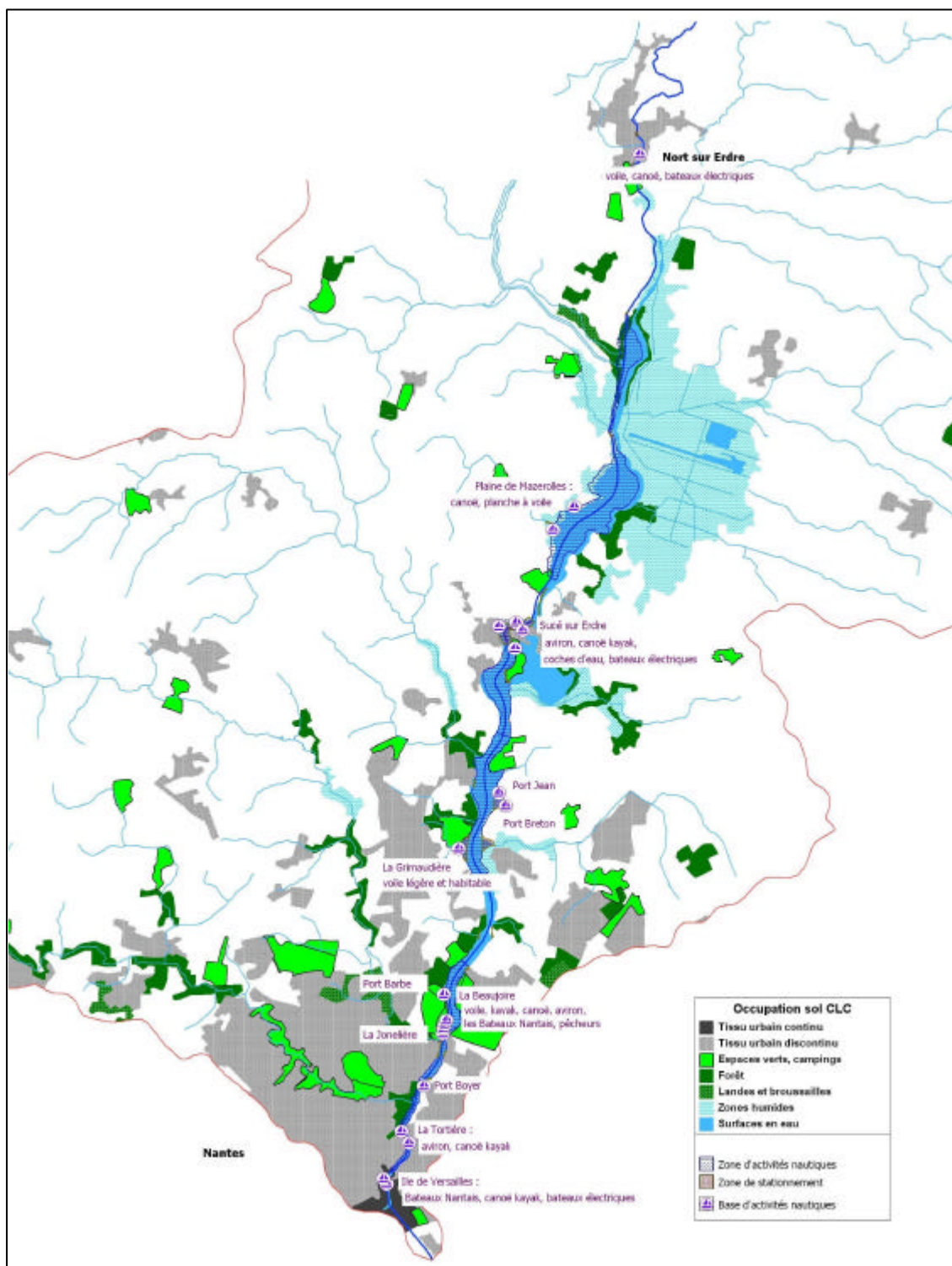
	E coli nb/100ml	Strépto. fécaux nb/100ml
04/02/2003	863	78
20/05/2003	38	38
04/06/2003	208	77
26/08/2003	38	38
02/09/2003	204	38
17/11/2003	119	38
16/02/2004	204	119

Tableau 3. Résultats des prélèvements effectués par le SMN à Saint Félix

	E coli nb/100ml	Strépto. fécaux nb/100ml
11/05/2004	38	38
15/06/2004	78	38
24/08/2004	17	25
14/01/2003	1170	255
20/09/2004	38	38
04/02/2003	2582	508
23/11/2004	38	38
12/03/2003	17570	6880
08/04/2003	350	38
20/05/2003	1276	335
04/06/2003	54130	7250
10/07/2003	38	38
26/08/2003	78	38
02/09/2003	78	38
14/10/2003	160	38
17/11/2003	12500	4030
03/12/2003	669	163
12/01/2004	35530	5200
16/02/2004	1600	157
15/03/2004	983	208
27/04/2004	28640	1754
10/05/2004	471	350
15/06/2004	38	38
05/07/2004	77	38
23/08/2004	746	38
20/09/2004	163	38
04/10/2004	163	38
23/11/2004	38	77
06/12/2004	29100	3925

Source : SMN, 2003-2004.

Annexe 11 : Localisation des activités nautiques en Erdre



Source : SETUDE 1, 2004.

Annexe 12 : Recommandations du CSHPF en fonction de la concentration en cyanobactéries dans l'eau de baignade

Nombre de cyanobactéries par mL et niveau atteint	Recommandations
<p>< 20 000 cellules par mL Qualité de l'eau satisfaisante</p>	Pas de recommandation particulière
<p>nombre de cyanobactéries compris entre 20 000 et 100 000 cellules/mL Niveau 1</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Éviter d'ingérer de l'eau et de respirer des aérosols de l'eau - Prendre une douche soignée après l'activité nautique - Nettoyer le matériel et les équipements de loisirs nautiques - Consulter un médecin en cas d'apparition de troubles de santé. Lui préciser la pratique d'activités nautiques sur un plan ou cours d'eau affecté par la prolifération des cyanobactéries - Affichage sur le terrain
<p>>100 000 cellules par mL et teneur en toxines (microcystine LR) < 25 µg/L Niveau 2a</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La baignade est limitée en dehors des zones de dépôts ou d'efflorescence - Lors de la pratique des activités de loisirs nautiques, éviter un contact prolongé avec l'eau - Éviter d'ingérer de l'eau et de respirer des aérosols de l'eau - Prendre une douche soignée après l'activité nautique ou après la baignade - Prendre rapidement une douche soignée en cas d'immersion accidentelle - Consulter un médecin en cas de trouble de santé - Ne pas pratiquer des activités nautiques dans les zones de dépôts d'efflorescence ou d'écume, zones restreintes classées en niveau 3 - Eviscérer les poissons avant consommation - Affichage sur le terrain
<p>>100 000 cellules par mL et teneur en toxines (microcystine LR) > 25 µg/L Niveau 2b</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La baignade est interdite - Les activités nautiques exercées dans des structures encadrées sont possibles sous certaines conditions - Éviter d'ingérer de l'eau et de respirer des aérosols de l'eau - Éviter tout contact prolongé avec l'eau - Prendre rapidement une douche soignée en cas d'immersion accidentelle - Consulter un médecin en cas de trouble de santé - Ne pas pratiquer des activités nautiques dans les zones de dépôts d'efflorescence ou d'écume, zones restreintes classées en niveau 3 - Eviscérer les poissons avant consommation - Affichage sur le terrain
<p>> 100 000 cellules par mL et forte coloration de l'eau et/ou couche mousseuse Niveau 3</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La baignade et toutes les activités nautiques sont interdites - Prendre rapidement une douche soignée en cas d'immersion accidentelle - Consulter un médecin en cas de trouble de santé Eviscérer les poissons avant consommation - Affichage sur le terrain

Source : DDASS, 2005.

Annexe 13 : Classes pluviométriques

	Hauteur (mm)	Durée (h)	Nombre d'événements en moyenne sur 1 an						
			Nombre d'événements sur 4 ans			EP = 17000 m ³ /j EP = 30000 m ³ /j EP = 30000 m ³ /j EP = 70000 m ³ /j			
			Année	Hiver	Eté	été<35 mm	été>35 mm	hiv<50 mm	hiv>50 mm
CLASSE 1	26.6	3.5	3	1	2	0.00	0.50	0.25	0.00
CLASSE 2	15.0	1.3	2	1	1	0.25	0.00	0.25	0.00
CLASSE 3	10.8	0.5	4	0	4	1.00	0.00	0.00	0.00
CLASSE 4	19.7	4.8	4	3	1	0.25	0.00	0.25	0.50
CLASSE 5	9.6	3.1	14	8	6	1.00	0.50	1.25	0.75
CLASSE 6	7.2	1.4	13	2	11	2.25	0.50	0.50	0.00
CLASSE 7	10.5	4.8	9	6	3	0.50	0.25	1.50	0.00
CLASSE 8	13.4	6.3	11	8	3	0.50	0.25	0.75	1.25
CLASSE 9	4.5	0.4	9	5	4	0.75	0.25	1.25	0.00
CLASSE 10	2.6	0.5	20	6	14	3.00	0.50	1.25	0.25
CLASSE 11	10.0	8.6	26	20	6	1.00	0.50	2.25	2.75
CLASSE 12	1.9	1.1	235	122	113	24.00	4.25	16.50	14.00
CLASSE 13	3.3	2.7	183	114	69	15.75	1.50	15.75	12.75
CLASSE 14	4.5	4.5	39	22	17	3.75	0.50	2.50	3.00
CLASSE 15	6.1	6.2	24	18	6	1.50	0.00	2.25	2.25
CLASSE 16	13.2	11	14	10	4	0.75	0.25	1.75	0.75
CLASSE 17	24.5	17	4	4	0	0.00	0.00	0.25	0.75
			614	350	264	56.25	9.75	48.50	39.00

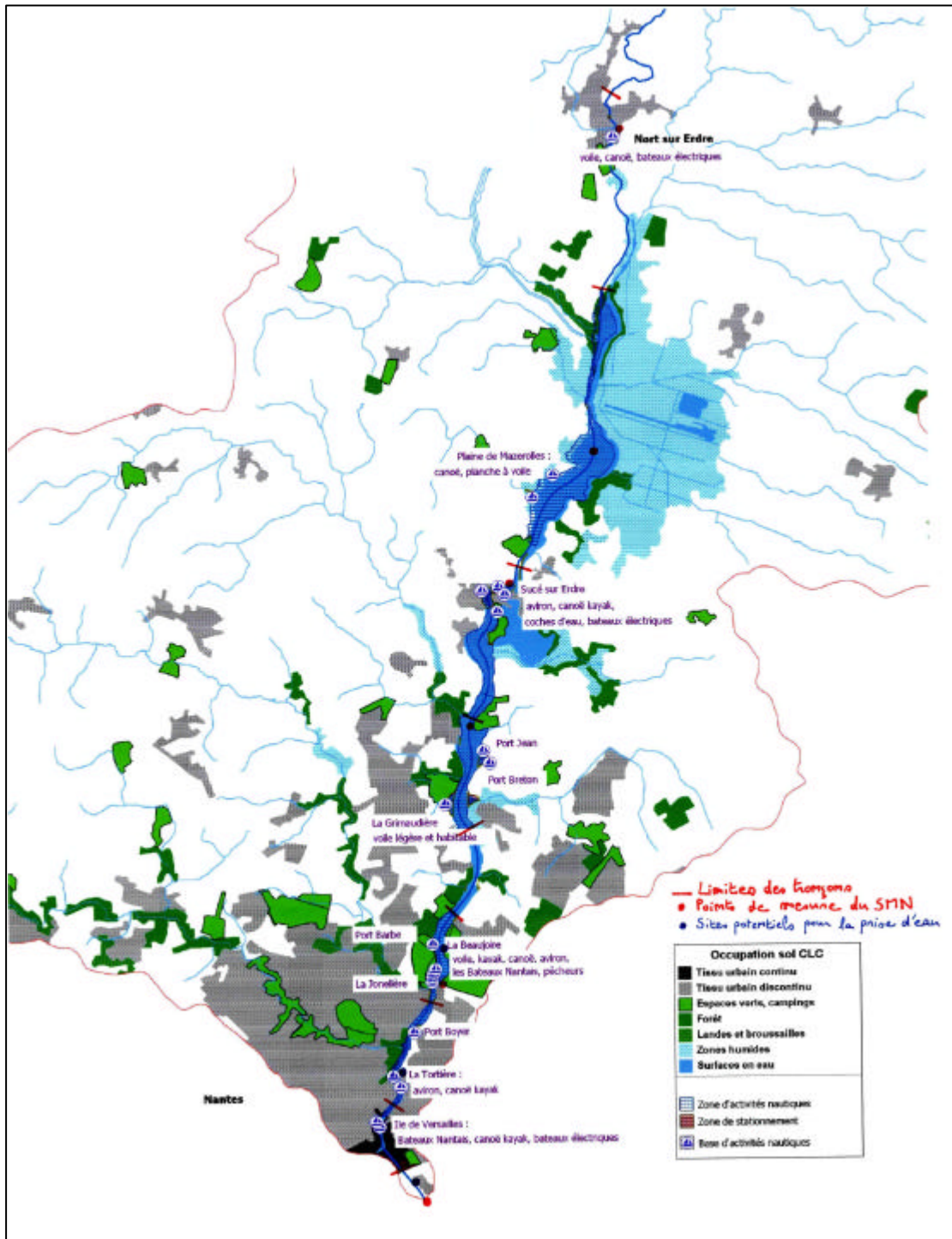
Source : Cabinets MERLIN et BOURGOIS, 1999.

Les classes pluviométriques ont été déterminées à partir de l'analyse statistique des données correspondant aux années 1994 à 1998.

Deux niveaux d'apport de nappes ont été retenus par saison :

<i>Eté</i>	Apport bas	17 000 m ³ /jour associés à une pluviométrie pendant les 7 jours précédents comprise entre 0 et 35 mm
	Apport haut	30 000 m ³ /jour associés à une pluviométrie pendant les 7 jours précédents supérieure à 35 mm
<i>Hiver</i>	Apport bas	30 000 m ³ /jour associés à une pluviométrie pendant les 7 jours précédents comprise entre 0 et 50 mm
	Apport haut	70 000 m ³ /jour associés à une pluviométrie pendant les 7 jours précédents supérieure à 35 mm

Annexe 14 : Découpage de l'Erdre en différents tronçons



Annexe 15 : Calcul de l'indice d'eutrophisation

Tableau 1. Détermination des classes correspondant à l'indicateur O₂ dissous

Classes de l'indicateur O₂ dissous (mg/L)	≤8	8 à 8,25	8,25 à 8,5	8,5 à 9	9 à 9,5	>9,5
Nombre de points	5	4	3	2	1	0

Tableau 2. Détermination des classes correspondant à l'indicateur Transparence

Classes de l'indicateur Transparence (cm)	≤64	64 à 66	66 à 67	67 à 68	68 à 69	>69
Nombre de points	5	4	3	2	1	0

Tableau 3. Détermination des classes correspondant à l'indicateur P total

Classes de l'indicateur P total (mg/L)	≤0,167	0,167 à 0,17	0,17 à 0,18	0,18 à 0,185	0,185 à 0,2	>0,2
Nombre de points	0	1	2	3	4	5

Tableau 4. Détermination des classes correspondant à l'indicateur Chlorophylle

Classes de l'indicateur Chlorophylle (µg/L)	≤35	35 à 40	40 à 45	45 à 47,5	47,5 à 50	>50
Nombre de points	0	1	2	3	4	5

Tableau 5. Détermination des classes correspondant à l'indicateur Phéopigments

Classes de l'indicateur Phéopigments (µg/L)	≤15	15 à 20	20 à 22,5	22,5 à 25	25 à 30	>30
Nombre de points	0	1	2	3	4	5

Tableau 6. Calcul de l'indice d'eutrophisation à partir des mesures du SMN

libellé point	numéro point	date	heure	O2 dissous mg/l	Moyenne O2	Note O2	Transparence cm	Moyenne Trans.	Note Trans.	P total mg/l	Moyenne P	Note P
Port Mulan	E01	04/02/2003	11:44	11.31			50			0.22		
Port Mulan	E01	03/06/2003	11:27	7.1			70			0.14		
Port Mulan	E01	03/09/2003	11:31	8.91			60			0.18		
Port Mulan	E01	18/11/2003	11:45	8.4			80			0.22		
Port Mulan	E01	17/02/2004	11:33	10.99			50					
Port Mulan	E01	15/06/2004	12:00	6.52			70			0.1		
Port Mulan	E01	20/09/2004	11:55	6.14			80			0.2		
Port Mulan	E01	23/11/2004	11:45	8.71	8.51	2	80	67.5	2	0.11	0.16714	1
Plaine Mazerol	E02	04/02/2003	11:46	11.9			50			0.12		
Plaine Mazerol	E02	04/06/2003	11:08	8.36			70			0.18		
Plaine Mazerol	E02	02/09/2003	11:33	7.3			60			0.24		
Plaine Mazerol	E02	17/11/2003	11:10	9.2			90			0.2		
Plaine Mazerol	E02	16/02/2004	10:40	10.26			50			0.11		
Plaine Mazerol	E02	15/06/2004	11:10	6.49			70			0.15		
Plaine Mazerol	E02	20/09/2004	11:30	9.03			60			0.2		
Plaine Mazerol	E02	23/11/2004	12:25	11.7	9.28	1	90	67.5	2	0.23	0.17875	2
Aval sucé sur e	E03	04/02/2003	12:00	13.1			60			0.1		
Aval sucé sur e	E03	20/05/2003	14:00	8.79			70			0.18		
Aval sucé sur e	E03	04/06/2003	10:41	6.43			70			0.22		
Aval sucé sur e	E03	26/08/2003	14:20	2.37			60			0.27		
Aval sucé sur e	E03	02/09/2003	11:18	7.3			60			0.27		
Aval sucé sur e	E03	17/11/2003	10:50	9.01			80			0.22		
Aval sucé sur e	E03	16/02/2004	10:51	9.71			60			0.11		
Aval sucé sur e	E03	11/05/2004	10:00	8.21			70			0.18		
Aval sucé sur e	E03	15/06/2004	10:50	5.76			70			0.16		
Aval sucé sur e	E03	24/08/2004	13:30	8.24			70			0.1		
Aval sucé sur e	E03	20/09/2004	11:20	6.91			60			0.22		
Aval sucé sur e	E03	23/11/2004	12:40	11.39	8.1017	4	80	67.5	2	0.17	0.18333	3
Gachet	E04	04/02/2003	12:19	12.4			50			0.1		
Gachet	E04	04/06/2003	12:04	8.68			70			0.22		
Gachet	E04	02/09/2003	12:00	9.78			60			0.27		
Gachet	E04	17/11/2003	11:40	9.6			80			0.17		
Gachet	E04	16/02/2004	11:07	9.65			50			0.1		
Gachet	E04	15/06/2004	12:00	5.61			70			0.16		
Gachet	E04	20/09/2004	11:45	9.03			60			0.22		
Gachet	E04	23/11/2004	13:15	11.35	9.5125	0	80	65	4	0.12	0.17	1
La Jonelière	E05	04/02/2003	11:24	11.79			60			0.13		
La Jonelière	E05	04/06/2003	10:17	7.7			70			0.2		
La Jonelière	E05	02/09/2003	10:53	8.13			60			0.24		
La Jonelière	E05	17/11/2003	12:00	8.98			90			0.24		
La Jonelière	E05	16/02/2004	10:18	9.23			60			0.1		
La Jonelière	E05	15/06/2004	10:25	5.75			70			0.18		
La Jonelière	E05	20/09/2004	10:50	6.3			70			0.18		
La Jonelière	E05	23/11/2004	10:45	9.45	8.41625	3	80	70	0	0.23	0.1875	4
Bassin Ceinera	E06	04/02/2003	10:48	11.3			60			0.12		
Bassin Ceinera	E06	04/06/2003	13:36	7.17			60			0.22		
Bassin Ceinera	E06	02/09/2003	13:30	8.35			70			0.22		
Bassin Ceinera	E06	17/11/2003	12:25	7.8			80			0.25		
Bassin Ceinera	E06	16/02/2004	10:00	9.51			60			0.12		
Bassin Ceinera	E06	15/06/2004	12:35	6.54			60			0.17		
Bassin Ceinera	E06	20/09/2004	12:45	7.64			80			0.16		
Bassin Ceinera	E06	23/11/2004	13:05	6.44	8.09375	4	80	68.75	1	0.13	0.17375	2
Bassin Malako	E07	14/01/2003	10:15	8.15			40			0.2		
Bassin Malako	E07	04/02/2003	10:35	12.1			50			0.14		

libellé point	numéro point	date	heure	Chlorophylle µg/l	Moyenne Chlo.	Note Chlo.	Phéopigments µg/l	Moyenne Phéo.	Note Phéo.	le
Port Mulan	E01	04/02/2003	11:44							
Port Mulan	E01	03/06/2003	11:27	12			10			
Port Mulan	E01	03/09/2003	11:31	31			15			
Port Mulan	E01	18/11/2003	11:45							
Port Mulan	E01	17/02/2004	11:33							
Port Mulan	E01	15/06/2004	12:00	13			6.7			
Port Mulan	E01	20/09/2004	11:55	95			27			
Port Mulan	E01	23/11/2004	11:45		37.75	1		14.675	0	1.2
Plaine Mazerol	E02	04/02/2003	11:46							
Plaine Mazerol	E02	04/06/2003	11:08	26			19			
Plaine Mazerol	E02	02/09/2003	11:33	43			22			
Plaine Mazerol	E02	17/11/2003	11:10							
Plaine Mazerol	E02	16/02/2004	10:40							
Plaine Mazerol	E02	15/06/2004	11:10	22			19			
Plaine Mazerol	E02	20/09/2004	11:30	69			20			
Plaine Mazerol	E02	23/11/2004	12:25		40	1		20	1	1.4
Aval sucé sur	E03	04/02/2003	12:00							
Aval sucé sur	E03	20/05/2003	14:00	50			16			
Aval sucé sur	E03	04/06/2003	10:41	27			21			
Aval sucé sur	E03	26/08/2003	14:20	34			12			
Aval sucé sur	E03	02/09/2003	11:18	34			15			
Aval sucé sur	E03	17/11/2003	10:50							
Aval sucé sur	E03	16/02/2004	10:51							
Aval sucé sur	E03	11/05/2004	10:00	23			12			
Aval sucé sur	E03	15/06/2004	10:50	23			22			
Aval sucé sur	E03	24/08/2004	13:30	81			29			
Aval sucé sur	E03	20/09/2004	11:20	106			29			
Aval sucé sur	E03	23/11/2004	12:40		47.25	3		19.5	14	2.6
Gachet	E04	04/02/2003	12:19							
Gachet	E04	04/06/2003	12:04	36			74			
Gachet	E04	02/09/2003	12:00	38			27			
Gachet	E04	17/11/2003	11:40							
Gachet	E04	16/02/2004	11:07							
Gachet	E04	15/06/2004	12:00	23			17			
Gachet	E04	20/09/2004	11:45	97			22			
Gachet	E04	23/11/2004	13:15		48.5	4		35	11	2.8
La Jonelière	E05	04/02/2003	11:24							
La Jonelière	E05	04/06/2003	10:17	50			28			
La Jonelière	E05	02/09/2003	10:53	36			21			
La Jonelière	E05	17/11/2003	12:00							
La Jonelière	E05	16/02/2004	10:18							
La Jonelière	E05	15/06/2004	10:25	39			24			
La Jonelière	E05	20/09/2004	10:50	88			26			
La Jonelière	E05	23/11/2004	10:45		53.25	5		24.75	3	3
Bassin Ceinera	E06	04/02/2003	10:48							
Bassin Ceinera	E06	04/06/2003	13:36	37			17			
Bassin Ceinera	E06	02/09/2003	13:30	22			18			
Bassin Ceinera	E06	17/11/2003	12:25							
Bassin Ceinera	E06	16/02/2004	10:00							
Bassin Ceinera	E06	15/06/2004	12:35	37			24			
Bassin Ceinera	E06	20/09/2004	12:45	86			27			
Bassin Ceinera	E06	23/11/2004	13:05		45.5	3		21.5	2	2.4
Bassin Malako	E07	14/01/2003	10:15							
Bassin Malako	E07	04/02/2003	10:35							

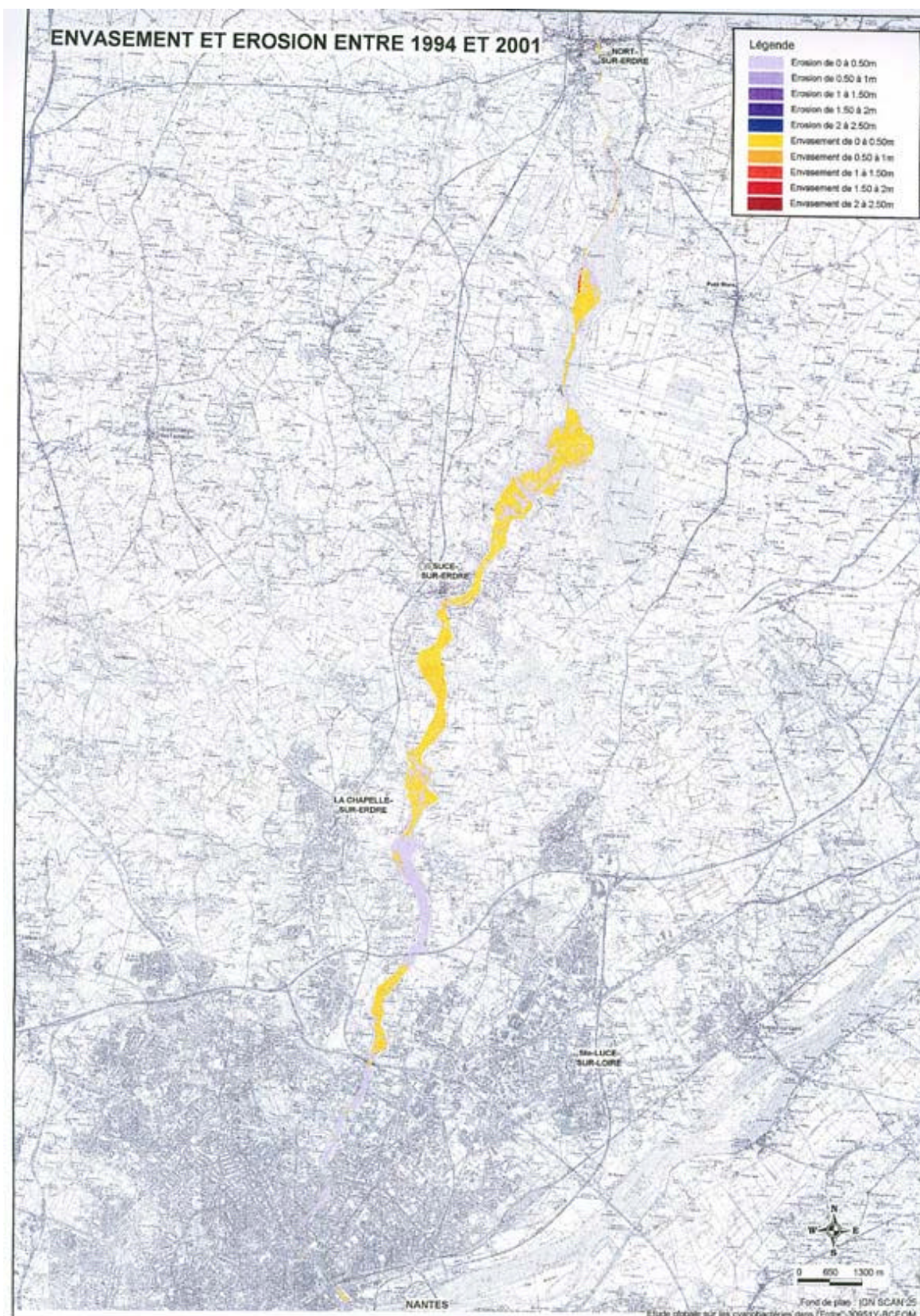
NB : parmi les points étudiés par le SMN, aucun n'est situé dans les tronçons n°5 et n°7. Pour le tronçon n°5, nous ne disposons d'aucune donnée : nous lui attribuons un indice d'eutrophisation identique à celui du tronçon n°4. Pour le tronçon n°7, nous évaluons l'indice d'eutrophisation à partir de l'analyse des mesures réalisées par la Régie de l'Eau entre 1999 et 2001. Nous obtenons les résultats suivants :

Tableau 7. Calcul des indicateurs d'eutrophisation pour le tronçon n°7

Indicateur	O ₂ dissous	Transparence	P total	Chlorophylle	Phéopigments
Nombre de points attribués	4	0	2	3	3

L'indice d'eutrophisation pour le tronçon n°7 est donc de 2,4.

Annexe 16 : Carte des zones d'envasement entre 1994 et 2001



Source : SETUDE 1, 2004.

Annexe 17 : Calcul de l'indice de potentialité de développement des cyanobactéries Ic

	Nom	Ieu	Imo	Anoxie	Bateaux	Ir	Ic
Tronçon n°1	de Nort-sur-Erdre au Port de la Rivière	1.2	1.5	0	1	1	1.975
Tronçon n°2	la plaine de Mazerolles	1.4	1	2	1	3	2.2
Tronçon n°3	de Sucé-sur-Erdre à l'Hocmard	2.6	2	1.5	1	2.5	3.425
Tronçon n°4	secteur de la Chapelle-sur-Erdre	2.8	1	1	1.5	2.5	2.775
Tronçon n°5	de la Grimaudière à la Desnerie	2.8	0	1	1.5	2.5	2.025
Tronçon n°6	secteur de la Beaujoire et de la Jonelière	3	2	2	2	4	4
Tronçon n°7	secteur de la Tortière	2.4	0	2	2	4	2.2
Tronçon n°8	de Motte Rouge à Ceineray	2.4	0.5	2	2	4	2.575
Tronçon n°9	tunnel et canal Saint Félix	3.8	1	2	2	4	3.65

Annexe 18 : Calcul de l'indice de potentialité de survie des micro-organismes

Tableau 1. Détermination des classes correspondant à l'indicateur MES

Classes de l'indicateur MES (mg/L)	≤ 16	16 à 17	17 à 18	18 à 18,5	18,5 à 19	>19
Nombre de points	0	1	2	3	4	5

Tableau 2. Détermination des classes correspondant à l'indicateur DBO5

Classes de l'indicateur DBO5 (mg/L)	≤ 4,5	4,5 à 5	5 à 5,5	5,5 à 6	6 à 6,5	>6,5
Nombre de points	0	1	2	3	4	5

Tableau 3. Détermination des indicateurs MES et DCO à partir des analyses du SMN

libellé point	numéro point	date	heure	MES mg/l	Moyenne MES	Note MES	DBO5 mg/l	Moyenne DBO5	Note DBO5
Port Mulan	E01	04/02/2003	11:44	59,2			4		
Port Mulan	E01	03/06/2003	11:27	8,8			3		
Port Mulan	E01	03/09/2003	11:31	24,4			5		
Port Mulan	E01	18/11/2003	11:45	14,4			4		
Port Mulan	E01	17/02/2004	11:33	6,8			3		
Port Mulan	E01	15/06/2004	12:00	4			10		
Port Mulan	E01	20/09/2004	11:55	22,8			3		
Port Mulan	E01	23/11/2004	11:45	12,4	19,1	5	2	4,25	0
Plaine Mazerolles	E02	04/02/2003	11:46	18,4			2		
Plaine Mazerolles	E02	04/06/2003	11:08	17,6			6		
Plaine Mazerolles	E02	02/09/2003	11:33	24			12		
Plaine Mazerolles	E02	17/11/2003	11:10	14,8			2		
Plaine Mazerolles	E02	16/02/2004	10:40	7,2			7		
Plaine Mazerolles	E02	15/06/2004	11:10	11			12		
Plaine Mazerolles	E02	20/09/2004	11:30	20,4			4		
Plaine Mazerolles	E02	23/11/2004	12:25	13,2	15,825	0	6	6,375	4
Aval sucé sur erdre	E03	04/02/2003	12:00	16			1,4		
Aval sucé sur erdre	E03	20/05/2003	14:00	22			6,2		
Aval sucé sur erdre	E03	04/06/2003	10:41	26			6,2		
Aval sucé sur erdre	E03	26/08/2003	14:20	30			6,7		
Aval sucé sur erdre	E03	02/09/2003	11:18	24			4,8		
Aval sucé sur erdre	E03	17/11/2003	10:50	9			1,6		
Aval sucé sur erdre	E03	16/02/2004	10:51	9			1,4		
Aval sucé sur erdre	E03	11/05/2004	10:00	20			5		
Aval sucé sur erdre	E03	15/06/2004	10:50	23			4		
Aval sucé sur erdre	E03	24/08/2004	13:30	23			5,7		
Aval sucé sur erdre	E03	20/09/2004	11:20	23			5		
Aval sucé sur erdre	E03	23/11/2004	12:40	8	19,4167	5	6	4,5	0
Gachet	E04	04/02/2003	12:19	21,2			3		
Gachet	E04	04/06/2003	12:04	19,6			11		
Gachet	E04	02/09/2003	12:00	26,8			10		
Gachet	E04	17/11/2003	11:40	12,8			3		
Gachet	E04	16/02/2004	11:07	7,2			5		
Gachet	E04	15/06/2004	12:00	8,5			10		
Gachet	E04	20/09/2004	11:45	25,6			6		
Gachet	E04	23/11/2004	13:15	14,8	17,0625	2	4	6,5	5
La Jonelière	E05	04/02/2003	11:24	24			4		
La Jonelière	E05	04/06/2003	10:17	22,4			8		
La Jonelière	E05	02/09/2003	10:53	38			7		
La Jonelière	E05	17/11/2003	12:00	11,2			4		
La Jonelière	E05	16/02/2004	10:18	8,4			6		
La Jonelière	E05	15/06/2004	10:25	7,5			7		
La Jonelière	E05	20/09/2004	10:50	22,4			6		
La Jonelière	E05	23/11/2004	10:45	16	18,7375	4	6	6	4
Bassin Ceineray	E06	04/02/2003	10:48	14			3		
Bassin Ceineray	E06	04/06/2003	13:36	20,4			5		
Bassin Ceineray	E06	02/09/2003	13:30	27,2			9		
Bassin Ceineray	E06	17/11/2003	12:25	14			3		
Bassin Ceineray	E06	16/02/2004	10:00	11,2			5		
Bassin Ceineray	E06	15/06/2004	12:35	8			9		
Bassin Ceineray	E06	20/09/2004	12:45	20,8			5		
Bassin Ceineray	E06	23/11/2004	13:05	15,2	16,35	1	5	5,5	3
Bassin Malakoff	E07	14/01/2003	10:15	11			1,5		
Bassin Malakoff	E07	04/02/2003	10:35	28			2		
Bassin Malakoff	E07	12/03/2003	13:55	14			4,5		
Bassin Malakoff	E07	08/04/2003	12:54	21			5		
Bassin Malakoff	E07	20/05/2003	10:30	20			4,4		
Bassin Malakoff	E07	04/06/2003	13:57	22			7,6		
Bassin Malakoff	E07	10/07/2003	10:12	12			6,5		
Bassin Malakoff	E07	26/08/2003	09:03	22			4,6		
Bassin Malakoff	E07	02/09/2003	13:39	22			4,7		

NB : parmi les points étudiés par le SMN, aucun n'est situé dans les tronçons n°5 et n°7. Pour le tronçon n°5, nous ne disposons d'aucune donnée : nous lui attribuons des notes identiques à celles correspondant au tronçon n°4. Pour le tronçon n°7, nous évaluons les indicateurs MES et DBO₅ à partir de l'analyse des mesures réalisées par la Régie de l'Eau entre 1999 et 2001. Nous obtenons les résultats suivants :

Tableau 4. Calcul des indicateurs MES et DBO5 pour le tronçon n°7

Indicateur	MES	DBO ₅
Nombre de points attribués	4	0

Tableau 5 : Détermination des classes correspondant à l'indice IBGN

Classes de l'indice IBGN	Bon	Moyen	Médiocre
Nombre de points	0	1	2

Tableau 6 : Calcul de l'indice d'activité biologique Ib

Site	Valeur de l'indice en avril 2003	Valeur de l'indice en juillet 2003	Valeur de l'indice en octobre 2003	Ib
Nort-sur-Erdre	1	0	1	0,67
Mazerolles	1	2	2	1,67
Sucé-sur-Erdre	2	0	1	1
La Chapelle-sur-Erdre	2	0	1	1
La Jonelière	2	1	2	1,67

NB : nous ne disposons de données ni pour le tronçon n°5, ni pour les tronçons situés en aval de la Jonelière. Nous leur associons des valeurs de l'indice Ib identiques à celles des tronçons situés en amont.

Tableau 7 : Calcul de l'indice de potentialité de survie des micro-organismes Is

	Nom	Lumière	Imo	MES	DBO ₅	Ib	Is
Tronçon n°1	de Nort-sur-Erdre au Port de la Rivière	0	1.5	5	0	0.67	2.085
Tronçon n°2	la plaine de Mazerolles	0	1	0	4	1.67	2.135
Tronçon n°3	de Sucé-sur-Erdre à l'Hocmard	0	2	5	0	1	2.5
Tronçon n°4	secteur de la Chapelle-sur-Erdre	0	1	2	5	1	2.4
Tronçon n°5	de la Grimaudière à la Desnerie	0	0	2	5	1	1.9
Tronçon n°6	secteur de la Beaujoire et de la Jonelière	0	2	4	4	1.67	3.435
Tronçon n°7	secteur de la Tortière	0	0	2	2	1.67	1.635
Tronçon n°8	de Motte Rouge à Ceineray	0	0.5	1	3	1.67	1.885
Tronçon n°9	tunnel et canal Saint Félix	2	1	3	2	1.67	3.335

Annexe 19 : Résultats des simulations

Tableau 1. Résultats sur le déversoir Desaix

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	5	1	5	1	-	-	0.75
Classe 2	26	5.2	-	-	6	1.2	-	-	1.6
Classe 3	0	0	-	-	-	-	-	-	0
Classe 4	0	0	-	-	7	1.4	6	1.2	0.95
Classe 5	0	0	0	0	0	0	5	1	0.75
Classe 6	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 7	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 8	0	0	0	0	0	0	5	1	1.25
Classe 9	5	1	0	0	0	0	5	1	0.75
Classe 10	0	0	0	0	0	0	-	-	0.25
Classe 11	0	0	0	0	0	0	25	5	13.75
Classe 12	0	0	0	0	0	0	4	0.8	11.2
Classe 13	0	0	0	0	0	0	7	1.4	17.85
Classe 14	0	0	0	0	0	0	3	0.6	1.8
Classe 15	0	0	-	-	10	2	8	1.6	8.1
Classe 16	0	0	15	3	15	3	13	2.6	7.95
Classe 17	-	-	-	-	0	0	0	0	0
Total MES									66.95

Tableau 2. Résultats sur le déversoir de Bouillé

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	79	15.8	79	15.8	-	-	11.85
Classe 2	0	0	-	-	7	1.4	-	-	0.35
Classe 3	49	9.8	-	-	-	-	-	-	9.8
Classe 4	0	0	-	-	0	0	0	0	0
Classe 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 6	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 7	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 9	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 15	0	0	-	-	0	0	0	0	0
Classe 16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 17	-	-	-	-	0	0	0	0	0
Total MES									22

Tableau 3. Résultats sur le déversoir de Chateaubriand

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	21853	4370.6	21853	4370.6	-	-	3277.95
Classe 2	12944	2524.08	-	-	12512	2502.4	-	-	1256.62
Classe 3	9562	1864.59	-	-	-	-	-	-	1864.59
Classe 4	11748	2290.86	-	-	10995	2199	10996	2199.2	2222.065
Classe 5	5707	1112.865	3980	796	3980	796	4066	813.2	3115.765
Classe 6	1318	257.01	3263	652.6	3263	652.6	-	-	1230.8725
Classe 7	2995	584.025	2918	583.6	2918	583.6	-	-	1313.3125
Classe 8	2515	490.425	2805	561	2805	561	2872	574.4	1524.2125
Classe 9	2263	441.285	2312	462.4	2312	462.4	-	-	1024.56375
Classe 10	640	124.8	659	131.8	659	131.8	792	158.4	644.65
Classe 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 15	0	0	-	-	0	0	0	0	0
Classe 16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 17	-	-	-	-	1087	217.4	2025	405	358.1
Total MES									17832.70125

Tableau 4. Résultats sur le déversoir de Versailles

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	18900	2891.7	18900	2891.7	-	-	2168.775
Classe 2	9101	1283.241	-	-	9415	1440.495	-	-	680.934
Classe 3	6018	848.538	-	-	-	-	-	-	848.538
Classe 4	10510	1481.91	-	-	10860	1661.58	11993	1403.181	1487.463
Classe 5	3256	459.096	3431	524.943	3431	524.943	4100	479.7	1737.52125
Classe 6	1375	193.875	1615	247.095	1615	247.095	-	-	683.31375
Classe 7	1750	246.75	1909	292.077	1909	292.077	-	-	634.50975
Classe 8	1584	223.344	1782	272.646	1782	272.646	2562	299.754	759.0105
Classe 9	1200	169.2	1265	193.545	1265	193.545	-	-	417.2175
Classe 10	134	18.894	160	24.48	160	24.48	503	58.851	114.23475
Classe 11	6	0.846	0	0	0	0	5	0.585	2.45475
Classe 12	2	0.282	0	0	0	0	4	0.468	13.32
Classe 13	4	0.564	0	0	0	0	3	0.351	13.35825
Classe 14	4	0.564	0	0	0	0	2	0.234	2.817
Classe 15	5	0.705	-	-	5	0.765	4	0.468	3.83175
Classe 16	7	0.987	5	0.765	5	0.765	6	0.702	2.79675
Classe 17	-	-	-	-	845	129.285	2046	239.382	211.85775
Total MES									9781.95375

Tableau 5. Résultats sur le déversoir de Saint Mihiel

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	8406	1681.2	8406	1681.2	-	-	1260.9
Classe 2	4432	886.4	4510	902	4510	902	-	-	447.1
Classe 3	3180	636	-	-	-	-	-	-	636
Classe 4	5850	1170	-	-	5969	1193.8	5996	1199.2	1190.55
Classe 5	2637	527.4	2633	526.6	2633	526.6	2755	551	1862.2
Classe 6	1750	350	1763	352.6	1763	352.6	-	-	1140.1
Classe 7	2695	539	2728	545.6	2728	545.6	-	-	1224.3
Classe 8	3110	622	3147	629.4	3147	629.4	3267	653.4	1757.15
Classe 9	1173	234.6	1177	235.4	1177	235.4	-	-	529.05
Classe 10	508	101.6	524	104.8	524	104.8	607	121.4	518.55
Classe 11	580	116	648	129.6	648	129.6	878	175.6	955.3
Classe 12	0	0	0	0	0	0	33	6.6	92.4
Classe 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 14	58	11.6	79	15.8	79	15.8	192	38.4	206.1
Classe 15	1	0.2	-	-	0	0	1	0.2	0.75
Classe 16	1118	223.6	1400	280	1400	280	1525	305	956.45
Classe 17	-	-	-	-	4928	985.6	5221	1044.2	1029.55
Total MES									13806.45

Tableau 6. Résultats sur le déversoir de Pont Morand

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	1130	226	1130	226	-	-	169.5
Classe 2	754	150.8	-	-	790	158	-	-	77.2
Classe 3	554	110.8	-	-	-	-	-	-	110.8
Classe 4	107	21.4	-	-	112	22.4	112	22.4	22.15
Classe 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 6	30	6	33	6.6	33	6.6	-	-	20.1
Classe 7	0	0	0	0	0	0	-	-	0
Classe 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 9	0	0	10	2	10	2	-	-	3
Classe 10	0	0	0	0	0	0	2	0.4	0.1
Classe 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 15	0	0	-	-	0	0	0	0	0
Classe 16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe 17	-	-	-	-	0	0	0	0	0
Total MES									402.85

Tableau 7. Résultats sur les déversoirs de Ceineray

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	16760	3352	16760	3352	-	-	2514
Classe 2	8986	1752.27	-	-	9004	1800.8	-	-	888.2675
Classe 3	6364	1240.98	-	-	-	0.2	-	-	1240.98
Classe 4	13052	2545.14	-	-	12880	2576	13080	2616	2588.285
Classe 5	6416	1251.12	6060	1212	6060	1212	6400	1280	4332.12
Classe 6	3640	709.8	3728	745.6	3728	745.6	-	-	2342.65
Classe 7	6720	1310.4	6848	1369.6	6848	1369.6	-	-	3052
Classe 8	8020	1563.9	8200	1640	8200	1640	8640	1728	4581.95
Classe 9	2240	436.8	2320	464	2320	464	-	-	1023.6
Classe 10	264	51.48	1140	228	1140	228	1460	292	626.44
Classe 11	4840	943.8	5080	1016	5080	1016	5800	1160	6927.8
Classe 12	300	58.5	380	76	380	76	740	148	5053
Classe 13	740	144.3	840	168	840	168	1200	240	8230.725
Classe 14	1920	374.4	2060	412	2060	412	2520	504	4152
Classe 15	2040	397.8	-	-	2320	464	2736	547.2	2871.9
Classe 16	6860	1337.7	7260	1452	7260	1452	8040	1608	5113.275
Classe 17	-	-	-	-	16020	3204	8540	1708	2082
Total MES									57620.9925

Tableau 8. Résultats sur les déversoirs de Duchesse Anne

	été < 35 mm		été > 35 mm		hiver < 50 mm		hiver > 50 mm		MES sur une année (kg)
	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	V (m3)	MES (kg)	
Classe 1	-	-	22736	4456.256	22736	4456.256	-	-	3342.192
Classe 2	12244	2412.068	-	-	12436	2437.456	-	-	1212.381
Classe 3	8754	1724.538	-	-	-	-	-	-	1724.538
Classe 4	18940	3731.18	-	-	18902	3704.792	19780	3698.86	3708.423
Classe 5	9520	1875.44	9810	1922.76	9810	1922.76	10824	2024.088	6758.336
Classe 6	5880	1158.36	6126	1200.696	6126	1200.696	-	-	3807.006
Classe 7	11540	2273.38	11936	2339.456	11936	2339.456	-	-	5230.738
Classe 8	14260	2809.22	14720	2885.12	14720	2885.12	16294	3046.978	8098.4525
Classe 9	3950	778.15	4140	811.44	4140	811.44	-	-	1800.7725
Classe 10	1060	208.82	2610	511.56	2610	511.56	3404	636.548	1680.827
Classe 11	11970	2358.09	12772	2503.312	12772	2503.312	15560	2909.72	17243.928
Classe 12	1380	271.86	1640	321.44	1640	321.44	2600	486.2	20001.32
Classe 13	2600	512.2	2960	580.16	2960	580.16	4152	776.424	27974.316
Classe 14	5160	1016.52	5648	1107.008	5648	1107.008	7176	1341.912	11158.71
Classe 15	6320	1245.04	-	-	7100	1391.6	8950	1673.65	8764.3725
Classe 16	16440	3238.68	17700	3469.2	17700	3469.2	20080	3754.96	12183.63
Classe 17	-	-	-	-	32760	6420.96	36158	6761.546	6676.3995
Total MES									141366.342

Annexe 20 : Détermination de l'indice de niveau de risque microbiologique sur les déversoirs d'orage

Tableau 1. Détermination des coefficients multiplicateurs de Ip et Im dans le cas où la prise serait implantée sur le site de la Tortière

Scénario 1	Nom	Ic	Is	Ie	Ia	coeff Ip	coeff Im
Tronçon n°1	de Nort-sur-Erdre au Port de la Rivière	1.975	2.085	0	1	0.69125	0.52125
Tronçon n°2	la plaine de Mazerolles	2.2	2.135	0	1	0.77	0.53375
Tronçon n°3	de Sucé-sur-Erdre à l'Hocmard	3.425	2.5	0	1	1.19875	0.625
Tronçon n°4	secteur de la Chapelle-sur-Erdre	2.775	2.4	0	1	0.97125	0.6
Tronçon n°5	de la Grimaudière à la Desnerie	2.025	1.9	0	0	0	0
Tronçon n°6	secteur de la Beaujoire et de la Jonelière	4	3.435	1	2	3.4	2.57625
Tronçon n°7	secteur de la Tortière	2.2	1.635	2	2	2.2	1.635
Tronçon n°8	de Motte Rouge à Ceineray	2.575	1.885	1	1	1.2875	0.9425
Tronçon n°9	tunnel et canal Saint Félix	3.65	3.335	0	1	1.2775	0.83375

Tableau 2. Détermination des coefficients multiplicateurs de Ip et Im dans le cas où la prise serait implantée sur le site de Saint Félix

Scénario 2	Nom	Ic	Is	Ie	Ia	coeff Ip	coeff Im
Tronçon n°1	de Nort-sur-Erdre au Port de la Rivière	1.975	2.085	0	1	0.69125	0.52125
Tronçon n°2	la plaine de Mazerolles	2.2	2.135	0	1	0.77	0.53375
Tronçon n°3	de Sucé-sur-Erdre à l'Hocmard	3.425	2.5	0	1	1.19875	0.625
Tronçon n°4	secteur de la Chapelle-sur-Erdre	2.775	2.4	0	1	0.97125	0.6
Tronçon n°5	de la Grimaudière à la Desnerie	2.025	1.9	0	0	0	0
Tronçon n°6	secteur de la Beaujoire et de la Jonelière	4	3.435	0	2	2.8	1.7175
Tronçon n°7	secteur de la Tortière	2.2	1.635	0	2	1.54	0.8175
Tronçon n°8	de Motte Rouge à Ceineray	2.575	1.885	1	1	1.2875	0.9425
Tronçon n°9	tunnel et canal Saint Félix	3.65	3.335	2	1	2.3725	2.50125

Tableau 3. Détermination des classes correspondant à l'indicateur de rejet Im

Classes de l'indicateur de rejet MES (kg)	≤ 10	10 à 100	100 à 1000	1000 à 5000	5000 à 10000	10000 à 25000	25000 à 50000	50000 à 75000	75000 à 100000	100000 à 125000	> 125000
Nombre de points	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Tableau 4. Détermination de l'indice de niveau de risque sanitaire microbiologique dans les scénario 1 (prise d'eau à la Tortière) et 2 (prise d'eau à Saint Félix)

Déversoir	MES déversées (kg)	Im	n° de tronçon	Scénario 1		Scénario 2	
				coeff Im	lrs microbio	coeff Im	lrs microbio
Desaix	67	1	8	0.9425	0.9425	0.9425	0.9425
Versailles	9782	4	8	0.9425	3.77	0.9425	3.77
Bouillé	22	1	8	0.9425	0.9425	0.9425	0.9425
Chateaubriand	17833	5	8	0.9425	4.7125	0.9425	4.7125
Saint Mihiel	13806	5	8	0.9425	4.7125	0.9425	4.7125
Pont Morand	403	2	8	0.9425	1.885	0.9425	1.885
Ceineray	57621	7	9	0.83375	5.83625	2.50125	17.50875
Duchesse Anne	141366	10	9	0.83375	8.3375	2.50125	25.0125