



ENSP

ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2004

**Lutte contre la pollution des sites de
baignade en eaux douces sur le bassin
Loire Bretagne**

Loïc RAMBAUD

Lieu de stage : **Agence de l'eau Loire Bretagne**

Référent professionnel : **Gabriel RIOU**

Référent pédagogique : **Michèle LEGEAS**

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier M. Jean-Louis RIVOAL pour m'avoir accueilli au sein de la direction des collectivités locales de l'agence de l'eau Loire Bretagne à Orléans et pour m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce sujet.

Mes remerciements s'adressent également à M. Gabriel, RIOU, référent professionnel, pour son encadrement et ses conseils durant ce stage.

Je remercie Mme Michèle LEGEAS, référente pédagogique et enseignante à l'Ecole Nationale de la Santé Publique, pour avoir contribué à la définition de la problématique et à la bonne orientation de ce mémoire.

Je remercie également Séverine DEGUEN et Jean LESNE, enseignants à l'Ecole Nationale de la Santé Publique, pour les réponses qu'ils ont apportés à mes questions en statistiques et microbiologie.

Mes remerciements s'adressent aux personnels en charge de la surveillance des baignades en eaux douces dans les DDASS de l'Allier, de la Haute-Loire, du Puy-de-Dôme, de la Nièvre, de la Saône et Loire, des Côtes d'Armor, de l'Ille et vilaine, de l'Indre, de l'Indre et Loire, du Loir et Cher, du Loiret, de la Creuse, de la Haute Vienne, du Maine et Loire, de la Sarthe, et de la Vendée qui m'ont fourni de nombreux renseignements et données utiles sur les baignades en eaux douces.

Je remercie aussi le personnel de la direction des collectivités locales et de la direction générale pour leur accueil chaleureux.

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

REMERCIEMENTS.....	i
RESUME.....	iii
SUMMARY	v
LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	ix
LISTE DES SIGLES UTILISES	xi
INTRODUCTION.....	1
1 CONTEXTE DE L'ETUDE DES BAINADES EN EAUX DOUCES.....	3
1.1 Contexte de la surveillance de la qualité de l'eau.....	3
1.1.1 Rappel de la réglementation	3
1.1.2 Surveillance des baignades par les DDASS.....	4
1.1.3 Classement des sites de baignade	6
1.2 Contexte sanitaire	7
1.2.1 Polluants microbiologiques	8
1.2.2 Polluants physico-chimiques.....	15
2 TRANSMISSION DES POLLUANTS DE LA SOURCE A LA Baignade.....	17
2.1 Pressions humaines :	17
2.1.1 Réseaux de collecte des eaux résiduaires et pluviales.....	17
2.1.2 Systèmes d'assainissement :	19
2.1.3 Activités industrielles :	22
2.1.4 Apports par les baigneurs	22
2.2 Pressions agricoles et animales :	23
2.2.1 Elevages	24
2.2.2 Epandage	25
2.2.3 Pâturages	27
2.2.4 Apports par les animaux sauvages.....	27
2.3 Environnement du site de baignade	28
2.3.1 Caractéristiques physiques	28
2.3.2 Influence des paramètres météorologiques.....	30
3 METHODE D'ANALYSE D'UN SITE DE Baignade	32
3.1 Choix des sites de baignade	33
3.2 Délimitation de la zone d'étude	33

3.2.1	Découpage de la zone	33
3.2.2	Limite de la zone	34
3.2.3	Cas particuliers	36
3.3	Localisation et recensement des pollutions	36
3.3.1	Etude de la zone 1	37
3.3.2	Etude de la zone 2	37
3.3.3	Etude de la zone 3	38
3.3.4	Exemple de la baignade de Lavaré	38
3.4	Indicateurs de pollutions :	39
3.4.1	Etude de l'environnement du site de baignade	39
3.4.2	Etude des réseaux de collecte des eaux usées et pluviales	39
3.4.3	Etude des systèmes d'assainissement collectif	40
3.4.4	Etude des systèmes d'assainissement non collectif	41
3.4.5	Etude des élevages et exploitations agricoles	41
3.4.6	Etude de l'exploitation des terres agricoles	41
3.4.7	Etude des facteurs météorologiques	42
3.5	Caractérisation des pollutions	42
3.5.1	Typologie de baignade	43
3.5.2	Principe de la caractérisation	44
3.5.3	Analyse statistique	44
4	DISCUSSION	50
4.1	Discussion sur la surveillance des baignades	50
4.2	Discussion sur la méthode proposée	50
	CONCLUSION	53
	BIBLIOGRAPHIE	55
	LISTE DES ANNEXES	I

Liste des tableaux et figures

Tableau 1 : Limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade	3
Tableau 2 : Projet de limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade..	4
Tableau 3 : Principes de classement des sites de baignades en France, selon la qualité microbiologique des eaux	6
Tableau 4 : Principaux germes pouvant être présents dans les eaux de baignade et leurs effets sur la santé	8
Tableau 5 : Répartition par type des affections contractées par baignade	9
Tableau 6 : Estimation de l'incidence annuelle de troubles digestifs aigus attribuable à la baignade selon la concentration des germes	10
Tableau 7 : Estimation de la valeur moyenne du risque relatif d'apparition de troubles digestifs aigus attribuable à la baignade.....	11
Tableau 8 : Estimation du nombre de cas de gastro-entérites évités par an pour 10 000 baigneurs quand la concentration en germes témoins de contamination fécale diminue	12
Tableau 9 : Estimation du risque sanitaire pour des baigneurs exposés à un rejet d'eaux résiduaire urbaines	20
Tableau 10 : Bornes inférieures des classes de répartition des résultats des analyses microbiologiques de l'eau.	45
Tableau 11 : Répartition des résultats des analyses de l'eau des sites « A », exprimés en effectif et en pourcentage.....	45
Tableau 12 : Etude statistique des données SISE baignade obtenues pour le site de Lavaré en Sarthe (72).	46
Tableau 13 : Présentation du calcul du Khi2 observé pour chacun des groupes de GTCFconcernant le site de Lavaré	47
Tableau 14 : Interprétation des valeurs « pic de pollution » du site de Lavaré	47
Figure1 : Position des indicateurs de contamination fécale, les uns par rapport aux autres	11
Figure 2 : Fonctionnement des réseaux de collecte des eaux.	19
Figure 3 : Chemins de contamination des eaux par les pollutions d'origine agricole	23
Figure 4 : Diagramme d'enchaînement des tâches pour l'étude d'une baignade en eau douce.	32
Figure 5 : Isochrones d'écoulement dans un bassin versant	34
Figure 6 : Schéma récapitulatif de la délimitation des zones d'études 2 et 3 sur le bassin versant en amont d'un site de baignade	35
Figure 7 : Répartition des causes de pollution selon l'étendue de leur source et leur fréquence d'apparition	42
Figure 8 : Influence du courant et de la localisation de la zone de baignade sur le classement selon les typologies eaux dormantes/eaux courantes	43

Liste des sigles utilisés

CBPA : Code des Bonnes Pratiques Agricoles
CF : Coliformes Fécaux
CSHPF : Comité Supérieur d'Hygiène Publique de France
CT : Coliformes Totaux
DBO : Demande Biologique en Oxygène
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DDAF : Direction Départementale de l'Agriculture et des Forêts
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDL : Degré De Liberté
DGS : Direction Générale de la Santé
DRIRE : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
DSV : Direction des Services Vétérinaires
E.coli : Escherichia coli
EI : Entérocoques Intestinaux
GTCTF : Germes Témoins de Contamination Fécale
HCGI : High Credible Gastro-intestinal Illness
ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
InVS : Institut nationale de Veille Sanitaire
MAP : Méningo-encéphalite Amibienne Primaire
MES : Matières En Suspension
MeSH : Medical Subject Headings
MO : Matières Organiques
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
SATESE : Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Epurations
SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SF : Streptocoques Fécaux
SISE : Système d'Information en Santé Environnement
STEP : STation d'EPuration
Tc : Temps de concentration
TDG : Troubles Digestifs Généraux
TDO : Troubles Digestifs Objectifs
US-EPA : United States – Environmental Protection Agency

INTRODUCTION

Les eaux superficielles forment le réceptacle de nombreuses pollutions provenant du bassin versant en amont et qui seront amenées jusqu'au site de baignade. Les eaux de baignade sont donc des lieux où une partie de la population peut se retrouver exposée à ces polluants potentiellement dangereux pour l'homme. La lutte contre la contamination des sites de baignade, aussi bien en eaux de mer qu'en eaux douces, réponds alors directement d'une démarche de santé publique qui vise à protéger les populations des dangers liés à leur environnement.

La baignade est une activité largement pratiquée durant la période estivale et qui comporte certains risques pour la santé des baigneurs. Hormis la noyade dont il ne sera pas question dans ce mémoire, la qualité des eaux est un facteur responsable de bon nombre d'apparition de troubles de la santé chez les baigneurs. Cette qualité est dépendante de nombreux paramètres environnementaux, et reflète les conséquences de nombreuses pressions humaines, agricoles et animales.

En plus de la sensibilisation accrue du public à la qualité des eaux de baignade, les enjeux économiques et touristiques liés aux zones balnéaires sont aujourd'hui devenus tels que la fermeture, même temporaire, d'une zone de baignade peut avoir de lourdes conséquences sur une collectivité locale.

Répondant aux besoins de ces collectivités, l'agence de l'eau Loire Bretagne a lancé deux études, en 1998, puis en 2000, visant à récupérer une bonne qualité des eaux de baignades polluées sur le littoral. Ces actions ont eu un succès plutôt positif puisque la majorité des sites n'ont plus été déclassés dans les années qui ont suivies. Ceci reflète notamment les nombreux efforts qui ont été faits en matière d'assainissement.

Le projet de nouvelle directive baignade apportera d'ici peu de temps de nouvelles limites de qualité des eaux encore plus contraignantes que celles actuellement en vigueur. Les études diagnostiques, jusqu'alors basées principalement sur la vérification des systèmes d'assainissement, devront désormais prendre en compte de nouveaux paramètres qui incluent par exemple les pollutions diffuses d'origine agricoles ou encore les apports éventuels de germes pathogènes par les baigneurs.

Ce mémoire a pour objectif d'établir une méthode de diagnostic qui permette une étude complète, pertinente et adaptable à chaque site de baignade en eaux douces. Le but étant d'identifier les causes et les phénomènes de pollution mais aussi de comprendre leur parcours jusqu'au site de baignade en ayant une approche à l'échelle des bassins versants.

Après une étude du contexte réglementaire de la surveillance des baignades et une identification des effets sanitaires liés à divers polluants, une description de la transmission de ces polluants de leur source jusqu'à la baignade a permis de mettre en évidence les points critiques des étapes de contamination des eaux. Ces points ont été recensés dans un cahier des charges qui permettra d'organiser les études diagnostiques des sites de baignade en eaux douces et de cibler les sources potentielles de pollution. La définition d'un principe de hiérarchisation des pollutions facilitera la mise en œuvre des travaux adaptés à la récupération rapide et durable d'une eau de bonne qualité.

1 CONTEXTE DE L'ETUDE DES BAINADES EN EAUX DOUCES

Depuis plus d'une vingtaine d'années, les citoyens européens sont de plus en plus sensibilisés aux problèmes de pollutions des eaux et considèrent particulièrement que la qualité des eaux de baignade influence leur vie quotidienne. Cette qualité fait l'objet d'une réglementation qui organise la surveillance des sites de baignade afin de limiter l'exposition des populations à de multiples polluants microbiologiques ou physico-chimiques.

1.1 Contexte de la surveillance de la qualité de l'eau

1.1.1 Rappel de la réglementation

Selon la réglementation, les eaux de baignade sont constituées de l'ensemble des eaux intérieures de surface, courantes ou stagnantes, des eaux de transition et des eaux côtières pour lesquelles la baignade n'est pas interdite et est habituellement pratiquée par un nombre important de baigneurs. Ce sont donc des zones où la population est en contact avec des masses d'eau et est donc potentiellement exposée à de multiples polluants se trouvant dans celles-ci.

Un des premiers éléments de la politique européenne de l'eau a été la mise en place de la protection des eaux de baignade par le vote de la directive n°76-160 du 8 décembre 1975 qui a établi des normes contraignantes de qualité pour les eaux de baignade, décrites dans le tableau 1, dans l'optique d'une protection de l'environnement et de la santé publique. Ceci passait obligatoirement par la réduction et la maîtrise des pollutions. 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.

Tableau 1 : Limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade.

Paramètres	Valeur guide	Valeur impérative	Fréquence d'échantillonnage
Coliformes totaux /100ml	500	10 000	bimensuelle
Coliformes thermotolérants /100ml	100	2 000	bimensuelle
Streptocoques fécaux /100ml	100	-*	bimensuelle
Salmonelles /1L	-*	0	(a)
Entérovirus PFU/10L	-*	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, les évolutions des technologies et des connaissances scientifiques, ainsi que l'acquisition d'une plus grande expérience en matière de gestion des baignades conduisent la commission européenne à réviser la législation. Les valeurs guides et impératives figurant dans la directive n°76-160 n'ont pas de véritable fondement sur le plan épidémiologique car elles ont été fixées en fonction d'objectifs de gestion. La finalité était d'atteindre un taux de conformité des eaux dans un délai fixé.

La qualité des eaux de baignade est un domaine en pleine évolution et de nouveaux acteurs ont un rôle croissant à jouer dans ce secteur. Au-delà des enjeux sanitaires, les enjeux économiques et politiques ont pris de plus en plus d'importance du fait des activités touristiques liées à la baignade.

Après de multiples tentatives de modification depuis 1994, c'est finalement l'élaboration d'une nouvelle directive « baignade » qui a été retenue par la commission. Ce document sera fondé sur les résultats de nouvelles études scientifiques et épidémiologiques. Les nouvelles valeurs seuils qui seront adoptées concernant les germes témoins de contamination fécale (GTCF) sont indiquées dans le tableau 2 :

Tableau 2 : Projet de limites de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade

Paramètres	Excellente qualité	Bonne qualité	Fréquence d'échantillonnage
Entérocoques intestinaux/100ml	100	200	bimensuelle
Escherichia coli /100ml	250	500	bimensuelle

Par ailleurs, le contexte actuel est différent de celui de 1975 car la politique de l'Union Européenne dans le domaine de l'eau a été complètement restructurée par l'adoption de la directive cadre sur l'eau, le 23 octobre 2000. Les dispositions de la directive baignade se doivent d'être pleinement compatibles avec ces nouvelles contraintes qui fixent comme objectif général d'atteindre un « bon état écologique » pour toutes les eaux et des objectifs spécifiques pour les « zones protégées » telles que les eaux de baignade.

1.1.2 Surveillance des baignades par les DDASS

La surveillance des baignades en France est organisée à l'échelon départemental par les services du ministère de la santé (DDASS) sur toute la durée de la saison balnéaire. En ce qui concerne les eaux douces, cette période s'étale du 1^{er} juillet au 31 août. Le contrôle sanitaire porte sur l'ensemble des zones de baignade qui n'ont pas fait l'objet d'une interdiction permanente et qui sont habituellement fréquentées, qu'elles soient aménagées ou non. D'autres sites, pour lesquels la baignade est interdite suite à une pollution épisodique, sont eux aussi contrôlés afin de suivre l'état de contamination des eaux. Cette surveillance permet la levée de l'interdiction dans le cas où la qualité de l'eau redeviendrait satisfaisante.

Les prélèvements d'eau sont effectués par les agents des services santé environnement des DDASS et sont analysés par des laboratoires agréés par le ministère de la santé. Les méthodes employées sont normalisées au niveau national et européen.

Les analyses portent sur la recherche des Germes Témoins de Contamination Fécale (GTCF). 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. Ces indicateurs de contamination fécale ne constituent pas en eux même un danger pour les baigneurs, ils ne font que traduire la probabilité de présence d'autres germes divers d'origine fécale, pathogènes ou non pour l'homme, leur concentration étant corrélée avec celle de la

majorité des germes pathogènes. Toutefois, leur absence n'assure pas l'absence de contamination de l'eau, étant donné la divergence d'adaptation et de comportement des bactéries après rejet dans le milieu aquatique, et vis-à-vis de traitements spécifiques comme la désinfection par exemple (Martel, 1996). Ces germes doivent répondre à divers critères définis comme suit :

- ils doivent être présent dans les fèces de la plupart des animaux à sang chaud, et en grand nombre,
- ils ne doivent pas se multiplier dans le milieu extérieur et notamment dans les eaux,
- ils doivent être facilement analysables,
- leur concentration doit être corrélée avec celle des germes pathogènes,

La surveillance de la qualité de l'eau des baignades comporte également un aspect plus descriptif de la baignade et de ses alentours. Un examen visuel et olfactif permet d'évaluer la qualité physico-chimique du milieu (présence d'huiles, de phénols ou de mousses), de déterminer les caractéristiques physiques de la zone tels que l'origine de l'eau ou la présence de rejets en amont. Cet aspect de la surveillance reste largement subjectif puisque l'interprétation de la présence ou non de polluants dépend de l'avis de l'agent chargé des contrôles et de ses méthodes d'investigation.

Les informations collectées lors de cette enquête permettent aussi de déterminer le point de prélèvement qui sera le plus représentatif de l'ensemble de la baignade. Ce ou ces points sont choisis pour exprimer au mieux la qualité de l'eau et les risques sanitaires auxquels sont exposés les baigneurs. Une zone de baignade étant en général assez hétérogène sur le plan spatial, il convient que ce point se situe dans la zone qui présente le plus de risque et qui est également la plus fréquentée, c'est-à-dire dans une zone exposée aux pollutions et facile d'accès pour les baigneurs. Le choix de ces points de prélèvements est laissé au libre arbitre de l'agent effectuant les prélèvements mais doit être invariant afin de permettre un bon suivi de la qualité de l'eau.

Une étude épidémiologique a démontré en 1994 qu'il existait une variabilité spatiale et temporelle significative concernant la répartition des micro-organismes et donc des GTCF dans les eaux de baignade. La concentration en germes dans l'eau douce des baignades est un paramètre que l'on ne doit pas considérer comme constant en un point donné, elle est en effet influencée par des conditions environnementales changeantes d'heures en heures (Kay *et al.*, 1994). Le niveau de contamination d'une plage sur une journée est souvent pris comme variable représentative de l'exposition des baigneurs, or, ce niveau varie selon la fréquentation du site, l'ensoleillement, la température et la pluviométrie, ou bien encore selon le débit et la composition des rejets en amont (Pena *et al.*, 2001). Au fil de la saison touristique, des variations peuvent également être observées (Crowther *et al.*, 2001). Bien que la probabilité de contamination inter-baigneurs soit la plus forte lorsque la fréquentation est maximale, il apparaît que les indicateurs de contamination fécale ont des concentrations plus élevées très tôt le matin (Serrano *et al.*, 1998).

1.1.3 Classement des sites de baignade

Chaque résultat des prélèvements est interprété par rapport aux limites de qualité définies par la législation et permet de classer les sites de baignade selon 4 catégories exprimant le degré de qualité de l'eau (A: Bonne qualité, B: qualité moyenne, C: eaux momentanément polluées, D: eaux de mauvaise qualité). Ce système de classement français est calqué sur le système européen qui ne retient que deux catégories : les eaux conformes qui regroupent les catégories A et B, et les eaux non conformes qui regroupent les catégories C et D. L'interprétation des résultats se fait selon des principes qui sont détaillés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Principes de classement des sites de baignades en France, selon la qualité microbiologique des eaux :

Eaux conformes aux normes européennes
<i>Eaux classées A : eaux de bonne qualité</i>
Au moins 80% des résultats en <i>E.coli</i> et coliformes totaux sont inférieurs ou égaux aux nombres guides Au moins 90% des résultats en streptocoques fécaux sont inférieurs ou égaux au nombre guide Au moins 95% des résultats en <i>E.coli</i> et coliformes totaux sont inférieurs ou égaux aux nombres impératifs Absence d'huiles minérales, de phénols et de mousses dans au moins 95% des échantillons
<i>Eaux classées B : eaux de qualité moyenne</i>
Au moins 95% des résultats en <i>E.coli</i> et coliformes totaux sont inférieurs ou égaux aux nombres impératifs Absence d'huiles minérales, de phénols et de mousses dans au moins 95% des échantillons
Eaux non conformes aux normes européennes
<i>Eaux classées C : eaux pouvant être momentanément polluées</i>
Plus de 5% des résultats en <i>E.coli</i> ou en coliformes totaux sont supérieurs aux nombres impératifs Moins d'un échantillon sur trois dépassent les nombres impératifs pour les <i>E.coli</i> et les coliformes totaux Plus de 5% des échantillons présentent des huiles minérales, des phénols, ou des mousses Moins d'un échantillon sur trois présentent des huiles minérales, des phénols ou des mousses
<i>Eaux classées D : eaux de mauvaise qualité</i>
Plus d'un échantillon sur trois dépassent les nombres impératifs pour les <i>E.coli</i> et les coliformes totaux Plus d'un échantillon sur trois présentent des huiles minérales, des phénols ou des mousses

Ces classements sont effectués tout au long de la saison balnéaire à titre informatif pour le public. Le classement annuel de fin d'année permet lui de suivre l'évolution du degré de pollution moyenne de chaque site. La synthèse de ces résultats donne lieu à un rapport exprimant la qualité des eaux de baignade au niveau national et européen.

En fin de saison balnéaire, un rapport établi par les DDASS présente l'ensemble du contrôle sanitaire des sites de baignade du département et signale, lorsqu'elles ont pu être identifiées, les origines des pollutions ou des contaminations. Le conseil départemental d'hygiène tient compte de ce rapport lors de l'analyse des projets d'assainissements ou des demandes d'autorisation de rejets et oriente les programmes communaux d'assainissement vers la réhabilitation des zones de baignade contaminées. Un résumé de la synthèse nationale des classements des années 2002 et 2003 concernant les baignades en eaux douces est présenté en annexe 1A, les causes de pollution recensées pour ces sites sont présentées en annexe 1B.

Le classement des sites de baignade en eaux douces se base en général sur une moyenne de 5 prélèvements par saison balnéaire, avec un intervalle de temps allant d'une à deux semaines entre chaque. Le nombre de micro-organismes présents dans l'eau est un paramètre qui change continuellement et les intervalles entre les prélèvements sont habituellement trop longs pour suivre de manière fiable l'évolution de la population microbienne (Hadas *et al.*, 2004). Les pollutions accidentelles de l'eau pourront ainsi ne pas être révélées par ces prélèvements si leur périodicité est trop importante. Inversement, quelques prélèvements réalisés après des pics de pollutions accidentelles conduiront à classer le site dans une catégorie qui ne reflète pas forcément la qualité de l'eau sur toute la saison balnéaire (Hadas *et al.*, 2004). Le moment où est réalisé le prélèvement apparaît donc comme étant un élément déterminant qui peut avoir une influence très importante sur le classement d'un site de baignade.

Chaque résultat d'analyse doit donc être interprété en tenant compte du contexte dans lequel a été réalisé le prélèvement et ceci afin d'attribuer un poids plus légitime à chacun des résultats pour augmenter la représentativité du classement du site. De cette manière, la compréhension du contexte dans lequel apparaît la pollution pourrait être facilitée et ceci permettrait certainement une lutte plus efficace contre les pollutions des baignades en eaux douces.

Chaque déclassement de baignade doit théoriquement donner lieu à une enquête dont le but est de déterminer les causes de la contamination des eaux. Les prises de contact avec les personnels des DDASS ont révélé que ces enquêtes ne sont pas toujours réalisées ou alors partiellement, pour des raisons budgétaires, de manque de temps ou de personnel, ou encore que la cause de la pollution a bien été identifiée sans le besoin d'une enquête détaillée.

Aujourd'hui, le lien entre le classement annuel d'un site de baignade et le risque sanitaire que présente la baignade dans ses eaux est plutôt abstrait. Le classement se basant sur des normes qui n'ont pas de réelle signification épidémiologique. Il reflète alors davantage la sensibilité d'un site à être contaminé par des pollutions, ainsi que les efforts qui ont été faits pour maîtriser ces pollutions années après années, en matière d'assainissement par exemple, plutôt que le niveau de risque sanitaire quotidien auquel sont exposés les baigneurs.

1.2 Contexte sanitaire

La baignade est une activité largement pratiquée qui présente plusieurs risques pour la santé des baigneurs. La noyade est la deuxième cause de décès par accident chez les enfants de moins de 15 ans et représente le quatrième groupe de causes de décès par accident de la vie courante, tous âges confondus (Ermanel *et al.*, 2004). Cet enjeu de santé publique relève de la mise en place de mesures de prévention et de l'adoption de comportements de prudence par les baigneurs et ne concerne donc pas les éventuelles pollutions des sites de baignades.

1.2.1 Polluants microbiologiques

La qualité de l'eau de baignade représente un enjeu de santé publique majeur puisque la contamination des baigneurs par des polluants microbiologiques peut être à l'origine d'apparition de troubles de la santé ayant des conséquences plus ou moins graves. Une liste des principaux germes est présentée dans le tableau 4. De nombreux cas de personnes malades ou même d'épidémie suite à des baignades en eaux polluées ont été enregistrés au cours du XX^{ème} siècle (Prüss, 1998).

Tableau 4 : Principaux germes pouvant être présents dans les eaux de baignade et leurs effets sur la santé (Derolez, 2003 ; OMS, 2003 ; Sauvart, 1999)

Pathogène ou organisme indicateur	effet sur la santé associé à la présence de l'organisme	Nombre possible dans 100ml d'effluent	Dose minimale infectante estimée ¹
Bactéries			
<i>Campylobacter spp.</i>	Gastro-entérites	10 ⁴ - 10 ⁵	1.10 ³
<i>Clostridium perfringens</i>	Diarrhées	6.10 ⁴ - 8.10 ⁴	10 ³ -10 ⁵ spores
<i>E.Coli</i>	Gastro-entérites, infections ^(d)	10 ⁴ -10 ⁷	10 ⁶ -10 ⁷ ^(a) ; 10-100 ^(b)
Entérocoques intestinaux	Gastro-entérites, infections ^(d)	4,7.10 ³ - 10 ⁶	60-100 ^(c)
<i>Salmonella spp.</i>	Gastro-entérites	0,2 - 8000	10 ⁴ -10 ¹⁰
<i>Vibrio</i>	Gastro-entérites, Choléra	nd*	1.10 ⁶ ^(e)
<i>Shigella spp.</i>	dysenterie bacillaire	0,1 – 10 ³	10-10 ⁴
Virus			
Poliovirus	poliomyélite	180 - 500 000	nd*
Rotavirus	Diarrhée, vomissements	400 - 85 000	10-100
Adenovirus	Gastro-entérites	nd*	nd*
Norwalk virus	Diarrhée, vomissements	nd*	< 10
Virus de l'hépatite A	Hépatite	nd*	< 10
Protozoaires parasites			
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhées	0,1 - 39	10 oocystes
<i>Entamoeba histolytica</i>	dysenterie amibienne	0,4	10-100
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée	12,5 - 20 000	10-100 cystes
Helminthes (œufs)			
<i>Ascaris spp.</i>	Ascarirose	0,5 - 11	1 à 10
<i>Ancylostoma spp.</i>	Anémie	0,6 - 19	1 à 10
<i>Trichuris spp.</i>	Diarrhée	1,0 - 4,0	1 à 10

* non déterminée ; ^a Dose minimale infectante estimée pour les *E.coli* entéro-pathogènes ; ^b Dose minimale infectante estimée pour la souche *E.coli* O157:H7 ; ^c Dose minimale pour observer l'apparition d'une gastro-entérite pour 1000 baignades ; ^d Infections des yeux et des conduit auditif, apparition de problèmes respiratoires ou dermatologiques ; ^e Dose minimale infectante estimée pour le développement d'un choléra.

A) Polluants microbiologiques d'origine fécale :

De nombreux micro-organismes pathogènes et non pathogènes pour l'homme sont rencontrés dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Une majeure partie de ces germes provient de contaminations fécales d'origine humaine ou animale. Devant leur diversité, il est impossible d'effectuer une recherche systématique pour chacun d'entre

eux.

Ainsi, dans le but de s'informer de leur présence et d'évaluer la qualité sanitaire des eaux, ce sont les concentrations en GTCF qui renseignent sur une éventuelle contamination fécale des eaux et sur la probabilité de présence de germes potentiellement pathogènes. Ces indicateurs sont présents chez tous les animaux à sang chaud, dont les humains, en nombre bien plus important que les pathogènes, et sont facilement détectables par des méthodes simples.

a) *Etudes épidémiologiques*

Plusieurs études épidémiologiques ont déjà étudiées l'effet de la contamination des eaux de baignade par des eaux résiduaires urbaines sur la santé des baigneurs (cf. tableau 5). Les résultats suggèrent que la baignade dans de telles eaux est un facteur qui augmente le risque d'apparition de gastro-entérites, de troubles respiratoires, et d'autres maladies liées à l'infection des yeux, du conduit auditif ou de la peau (Fleisher *et al.*, 1998 ; Seyfried *et al.*, 1985).

Tableau 5 : Répartition par type des affections contractées par baignade (Harvey, 2002)

Morbidité	Répartition des troubles liés à la baignade (%)		
	En France	Au Canada**	
Gastro-intestinale	45	22	* valeur non déterminée.
Dermatologique	23	10 à 20	** Le total est supérieur à 100 dans l'étude canadienne car certains individus présentaient plusieurs affections simultanées.
ORL	22	10	
Ophtalmologie	6	14	
Respiratoire	*	40	
Autre	*	14	

Ce sont les concentrations trop élevées de germes possédant un pouvoir pathogène qui peuvent conduire à ces problèmes de santé, après ingestion ou contact avec la peau des baigneurs (OMS, 2003).

L'estimation des risques auxquels sont exposés les baigneurs reste toutefois compliquée vu la difficulté d'associer l'apparition d'une maladie à une certaine dégradation de la qualité de l'eau. Ceci réside d'abord dans le fait qu'il existe une grande diversité de symptômes associés à la baignade en eaux polluées, bien que la majorité des cas soit des troubles gastro-intestinaux, et que chaque baigneur est plus ou moins subjectif lors de la description de ses propres troubles.

De nombreux auteurs ont cherché à évaluer la pertinence du choix des indicateurs de contamination fécale et ont mis en évidence les corrélations existantes entre les concentrations de certains germes et l'apparition de troubles de la santé chez les

¹ La dose minimale infectante correspond à la quantité de germes pathogènes viables suffisante pour provoquer une réponse physiologique chez un individu, elle est très variable selon le pathogène.

baigneurs. Afin de comparer ces études, Pena *et al.* a proposé, en 2001, d'utiliser trois grandes catégories de symptômes reflétant uniquement les troubles gastro-intestinaux.

Ces trois classes sont les suivantes :

- Troubles digestifs généraux (TDG), comprenant la totalité des troubles digestifs déclarés : nausées, vomissements, diarrhées, douleurs abdominales, avec ou sans fièvre.
- Troubles digestifs objectifs (TDO) qui correspondent à des manifestations (diarrhées ou vomissements) plus objectives que des symptômes tels que les douleurs abdominales ou stomacales.
- Troubles digestifs les plus crédibles (HCGI) qui reprend une définition introduite par Cabelli et Dufour en 1983, largement reprise par la suite et qui correspond à des troubles très objectifs comme les vomissements ou les associations diarrhées et fièvres, ou encore douleurs abdominales et fièvres, et apparaît comme la plus spécifique pour qualifier les désordres de type gastro-entérite.

Les incidences annuelles pour chacun de ces troubles sont récapitulées dans le tableau 6, les risques relatifs d'apparition de ces troubles dans le tableau 7.

Les études épidémiologiques ont porté sur l'évaluation des *Escherichia coli*, qui font partie de la famille des coliformes fécaux ; sur les entérocoques intestinaux (EI), ou streptocoques fécaux ; sur les entérovirus ou encore sur les staphylocoques. La figure 1 situe les principaux germes les uns par rapport aux autres. Les 3 indicateurs recherchés actuellement lors du contrôle effectué par les DDASS sont les coliformes totaux (CT), les coliformes fécaux (CF) (ou thermotolérants) et les streptocoques fécaux (SF), conformément à la législation.

Tableau 6 : Estimation de l'incidence annuelle ($\times 10^{-4}$) de troubles digestifs aigus attribuable à la baignade (pour 20 baignades annuelles), selon la concentration des germes : moyenne et borne supérieure à 95% (Pena *et al.*, 2001).

Types de troubles de la santé	Concentration (par 100ml)	Coliformes totaux		Escherichia coli ou coliformes fécaux		Streptocoques fécaux ou entérocoques	
		Moyenne	IC95%+	Moyenne	IC95%+	Moyenne	IC95%+
Troubles généraux	10	0	0	10	13	36	52
	50	3	6	11	89	185	276
	100	28	29	99	183	390	598
Troubles objectifs	10	-	-	0	2	-	-
	50	-	-	1	9	-	-
	100	-	-	2	19	-	-
	200	-	-	19	41	-	-
Troubles hautement crédibles	10	-	-	0	3	18	37
	50	-	-	10	18	129	370
	100	-	-	21	41	406	2104
	1000	-	-	612	2737	-	-

Les indicateurs qui montrent la meilleure corrélation avec l'apparition de troubles digestifs les plus crédibles (HCGI) et les troubles digestifs objectifs (TDO) chez les baigneurs en eaux douces sont les entérocoques et les *E.coli*. Les coliformes fécaux montrent une corrélation plus faible, tout comme les staphylocoques dont la concentration dépend de la

densité de baigneurs et sont plus spécifiquement associés à l'apparition de symptômes touchant la peau, les oreilles, les troubles respiratoires ou intestinaux (Prüss, 1998 ; Charoencra *et al.*, 1995). Les coliformes totaux semblent également associés au risque de troubles digestifs aigus mais avec une corrélation nettement plus faible (Pena *et al.*, 2001), voire une absence totale de corrélation (Harvey, 2002). Tous ces indicateurs ne reflètent pas correctement la concentration en virus dans l'eau, qui semblent cependant représenter une part importante des agents étiologiques (Prüss, 1998).

Tableau 7 : Estimation de la valeur moyenne du risque relatif d'apparition de troubles digestifs aigus attribuable à la baignade dans une eau où la concentration est de 100 germes /100ml (Pena *et al.*, 2001).

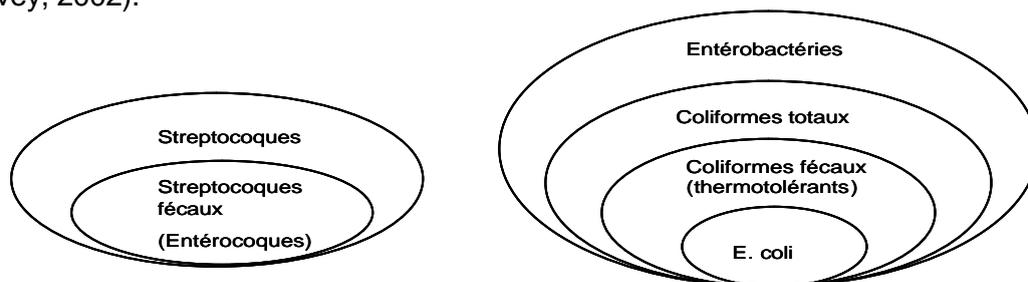
Type de troubles de la santé	Coliformes totaux	Escherichia coli ou coliformes fécaux	Streptocoques fécaux ou entérocoques	Entérovirus
Troubles généraux	1,002	1,07	1,29	-*
Troubles objectifs	-*	1,04	1,42 ^(a)	1,95 ^(b)
Troubles hautement crédibles	-*	-*	1,22	5,37

*valeur non déterminée ; (a) selon Ferley *et al.*, 1989 ; (b) la spécificité des entérovirus n'est pas démontrée pour cette valeur.

b) Détermination de nouveaux seuils

La détermination de valeurs de référence pour la qualité des eaux de baignades est conditionnée par le niveau de risque consenti. Pour un niveau très bas de 10^{-4} , les concentrations supérieures à 10 SF/100 ml sont excessives alors que des valeurs de 50 CF/100ml sont acceptables pour un niveau de 10^{-3} (Pena *et al.*, 2001).

Figure1 : Position des indicateurs de contamination fécale, les uns par rapport aux autres (Harvey, 2002).



Les *E.coli* appartiennent au groupe des coliformes fécaux, etc...

Le nombre de cas de gastro-entérites évitées peut donner un aperçu plus concret du gain sanitaire lié à une amélioration de la qualité de l'eau, il est exprimé dans le tableau 8. Afin de prévenir le risque d'apparition de troubles digestifs hautement crédibles, les valeurs seuils suggérées pour les concentrations en SF vont de quelques bactéries à environ 30 SF/100ml selon Prüss. Dufour proposait en 1984 des niveaux de 20 SF/100ml et de 77 *E.coli*/100ml et Ferley *et al.* de 20 SF/100ml également et de 270 *E.coli*/100ml. Ces valeurs sont toutes largement inférieures aux valeurs guides actuelles de la directive baignade.

Le projet de la nouvelle directive baignade tient donc compte des résultats de ces études en remplaçant les mesures des coliformes fécaux par celle des *E.coli* et en abandonnant la mesure des coliformes totaux². En revanche, les limites de concentration sont toujours largement supérieures aux valeurs préconisées dans la majorité des études, même si elles sont inférieures à celles actuellement en vigueur.

Aucune étude ne fournit de renseignements sur une corrélation entre la sévérité des symptômes chez les baigneurs et des différences dans la qualité de l'eau.

Tableau 8 : Estimation du nombre de cas de gastro-entérites évités par an pour 10 000 baigneurs quand la concentration en germes témoins de contamination fécale diminue (Pena *et al.*, 2001).

Germes	Concentration (par 100ml)	nombre de cas de gastro-entérites évités par an
<i>niveau initial : 100</i>		
Streptocoques fécaux	50	277
	10	388
<i>niveau initial : 2000</i>		
Coliformes fécaux	1000	3567
	100	4158

c) Exemples de germes pathogènes

La présence des GTCF reflète la présence de germes pathogènes dont certains sont cités ci-après en exemple.

- La prévalence des infections par le protozoaire *Cryptosporidium* est comprise entre 0,6 et 20 % dans les pays développés. Cet agent peut être souvent présent dans les eaux de surface et provoque des troubles de type gastroentérite. Il peut aussi bien provenir de rejets d'eaux usées que de ruissellements après épandage sur des terres agricoles (Hooda *et al.*, 2000).

- *Giardia* est également un protozoaire que l'on peut retrouver dans les eaux de surface suite à une contamination d'origine fécale. Il peut provoquer des diarrhées (Hooda *et al.*, 2000).

- Dans la première partie du XX^{ème} siècle, la cause de contamination des baigneurs la plus souvent reportée était l'infection par *Salmonella*. Depuis 1958, aucune autre contamination de baigneur par les eaux douces n'a été recensée. Ceci est certainement dû à l'apparition d'antibiotiques permettant de lutter contre cette bactérie (Dufour, 1984).

- Le virus de l'hépatite A peut se transmettre de personne à personne par l'intermédiaire de l'eau, principalement par voie féco-orale. Bien qu'aucun cas d'épidémie liée à la baignade en eaux douces n'a été relevé, il est déjà arrivé qu'une épidémie se déclare chez de jeunes enfants à la suite de la fréquentation d'une pataugeoire insuffisamment désinfectée (Haus *et al.*, 2002 ; Hubert *et al.*, 1999).

² La France avait abandonné la mesure des coliformes totaux en 1995 et l'a reprise en 2000 suite à un recours en contentieux de la part de la commission européenne.

B) Polluants microbiologiques d'origine naturelle

Les eaux de baignade, comme toutes les eaux douces, constituent un écosystème aquatique important et contiennent donc un certain nombre de microorganismes pathogènes qui colonisent le milieu de manière naturelle. Leurs concentrations dans l'eau, ainsi que leurs pouvoirs pathogène peuvent être augmentés selon les modifications qui sont apportées aux eaux ou à l'environnement du site de baignade par différentes activités. Quelques exemples d'organismes constituant un risque sanitaire potentiel sont cités ci-après :

a) *Vibrio*

Les deux seules espèces de bactéries du Genre *Vibrio* trouvées dans les eaux douces sont *V. cholerae* et *V. mimicus*, elles ont été associées à des pathologies humaines gastro-intestinales et extra intestinales. Les sérotypes O1 et O139 de l'espèce *V.cholerae* peuvent causer le choléra mais la dose minimale infectante nécessaire à l'apparition de cette maladie est élevée (10^6 organismes ingérés), les personnes en contact avec des eaux contaminées ont donc peu de chance de développer un choléra. Il est également peu probable que ces personnes puissent ingérer un nombre suffisant de *Vibrios* pour causer des troubles gastro-intestinaux, en l'absence d'une extrême contamination des eaux (OMS, 2003).

Le risque d'infection par l'intermédiaire des blessures, des yeux ou des oreilles lors d'une baignade ne doit pas être sous estimé, bien que les doses minimales infectantes soient inconnues. Les concentrations en *Vibrios* sont peu ou mal traduites par les concentrations en GTCF, il est donc difficile d'estimer le risque sanitaire correspondant par l'intermédiaire du suivi des baignades par les DDASS. Ces concentrations sont cependant liées à la température de l'eau (OMS, 2003).

b) *Aeromonas*

Les rejets d'égouts peuvent contenir jusqu'à 10^8 *Aeromonas* par 100 ml, ces bactéries s'adsorbent sur la matière organique, ce qui permet leur survie dans l'eau.

L'espèce *A.hydrophila* est celle qui à la plus forte prévalence dans les eaux à usages récréatifs, c'est également cette espèce qui est isolée dans 85% des cas cliniques. En général, ces bactéries jouent un rôle dans l'apparition de nombreuses maladies humaines, comme des gastro-entérites, des septicémies ou encore des pneumonies et ce sont les personnes immunodéprimées ainsi que les jeunes enfants (- de 5 ans) qui sont les plus affectées (OMS, 2003).

La principale voie d'exposition des baigneurs est le contact des blessures ouvertes avec de l'eau contaminée mais les doses infectantes par cette voie de contamination ne sont pas renseignées. Par ingestion, la dose infectante est estimée à 10^9 germes (OMS, 2003).

c) *Leptospires*

Ces bactéries sont excrétées par les urines et peuvent contaminer les eaux de surface, les végétaux, les sols ou les boues. Seule l'espèce *L.interrogans* est pathogène pour l'homme. 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. Elles 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 rhinopharyngées (Legeas, 1997 ; OMS, 2003). Cette maladie se traduit par l'apparition de fièvres, de maux de tête, de douleurs abdominales, de nausées ou de vomissements. A cause de la ressemblance des ces symptômes à ceux de nombreuses autres maladies, le nombre de diagnostics de leptospirose est certainement sous estimé au niveau mondial.

Comparées à d'autres pathogènes, les leptospires ont une faible résistance aux conditions physiques environnementales, elles ne supportent pas la sécheresse ou l'exposition au soleil, leur survie dans les eaux polluées est également faible. Cependant, lorsque les conditions favorables sont réunies, elles peuvent restées détectables sur une période de six mois et peuvent se multiplier pour atteindre des concentrations qui seraient largement supérieures à celles nécessaires pour une infection humaine (Legeas, 1997).

d) *Cyanobactéries*

Les cyanobactéries (ou algues bleues) peuplent aussi bien les eaux douces courantes que stagnantes et sont dispersées dans l'eau dans des conditions normales de croissance. Elles sont capables de proliférations massives, ou « bloom », qui se présentent sous la forme d'une écume colorée ou d'une fine pellicule huileuse qui se déplace à la surface de l'eau (Thebault *et al.*, 1995). L'eutrophisation des eaux est un facteur qui conduit à accroître ces phénomènes. En effet, l'abondance de minéraux azotés et de phosphore dans le milieu, tout comme l'augmentation de la température, un temps calme et un fort ensoleillement contribuent à l'augmentation rapide de la densité des cyanobactéries et à une augmentation conséquente de la turbidité de l'eau.

Ces foisonnements de cyanobactéries peuvent se développer très rapidement lorsque les écoulements d'eau sont lents, et disparaître aussi vite lorsque les conditions environnementales changent. Ces apparitions de fleurs d'eau entraînent des nuisances importantes au niveau des eaux de loisirs et peuvent engendrer une production de matière organique considérable ainsi que des odeurs désagréables (Vezie *et al.*, 1997). Au cours de ces dernières années, leur fréquence d'apparition et leur volume ont considérablement augmenté, constituant un problème sanitaire émergent du fait de la production de différentes toxines selon les conditions et selon le type de cyanobactéries : Ces toxines peuvent se regrouper dans trois catégories principales.

- Les hépatotoxines peuvent provoquer des hémorragies intra-hépatiques, mais possèdent également un caractère cancérigène car elles peuvent agir au titre d'agents promoteurs de tumeurs. 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).
- Les dermatotoxines sont elles responsables d'irritations cutanées ou d'allergies qui surviennent pendant ou après les baignades. Elles possèdent également des propriétés de promotion de tumeur (Thebault *et al.*, 1995).
- Certaines neurotoxines peuvent provoquer des paralysies des muscles squelettiques et respiratoires. La dose létale par voie orale, après ingestion de

neurotoxine non purifiée, est de l'ordre de plusieurs centaines de mg/kg de poids corporel. Elles ne représentent donc pas un problème d'ordre sanitaire dans le contexte d'un usage récréatif de l'eau, ou encore d'ingestion d'eau.

D'après une étude de l'OMS, 60 % des blooms de cyanobactéries possèderaient des propriétés toxiques. Avec une concentration de 20 000 cyanobactéries/ml (environ 10µg de chlorophylle a par litre), une concentration de 2 à 4 µg de microcystine (hépatotoxine) par litre peut être attendue dans les eaux si l'espèce produisant cette substance est majoritaire (*Microcystis spp.*). Cette valeur est proche de la valeur provisoire de 1µg/l fournie par l'OMS et pour laquelle il est supposé qu'aucun risque sanitaire n'existe pour une consommation d'eau sur une vie entière. La valeur attendue est tout de même de 2 à 4 fois supérieure, et certaines études décrivent un effet irritant des toxines à partir de 5000 cellules/ml (OMS, 2003).

e) *Amibes*

Seul le genre *Acanthamoeba* et les espèces *Naegleria fowleri* et *Balamuthia mandrillaris* sont connues pour être pathogènes pour l'homme. Ces protozoaires infectent en général les mammifères et ont des conséquences sévères sur la santé, souvent fatales. Les concentrations en amibes varient selon la température des eaux, et sont plus élevées dans les eaux chaudes. Elles augmentent par exemple durant la saison estivale ou à proximité des rejets constant d'eaux chaudes liés à des activités industrielles. *N. fowleri* a notamment été isolée dans les rivières après des rejets provenant de centrales nucléaires. Cette espèce peut causer une méningo-encéphalite amibienne primaire (MAP), en général fatale. L'infection se fait par une invasion de l'épithélium nasal qui peut se produire durant la baignade. La dose infectante n'est pas connue mais les cas sont plutôt rares, il est estimé qu'il se produit un cas pour 2,6 millions de baignades dans des eaux contaminées en Floride. Des inflammations de la cornée due à la présence d'amibes du genre *Acanthamoeba* ont été également recensées, elles peuvent conduire à une cécité complète et permanente si aucun traitement n'est effectué (OMS, 2003).

f) *Dermatite cercarienne*

L'agent, appelé cercaire, est un stade intermédiaire d'un parasite du canard. Il peut provoquer une affection dermatologique bénigne qui se caractérise par des démangeaisons intenses. L'incidence de cette maladie est élevée pour les baigneurs en eaux douces, par exemple, plus de 680 cas ont été recensés en une saison au lac d'Annecy (Harvey, 2002). Les effets les plus graves semblent être des apparitions de fièvre, des inflammations des ganglions ou bien encore un affaiblissement général (DGS, 2003).

1.2.2 Polluants physico-chimiques

Les agents physiques ou chimiques peuvent avoir pour origine une contamination humaine ou naturelle. Au-delà des produits chimiques, ce peut être des matières flottantes telles que du bois, des plastiques, du verre, du caoutchouc ou tout autre déchet, ou bien encore des résidus goudronneux ou des huiles minérales. Des traces

d'hydrocarbures sont également susceptibles d'être retrouvées dans l'eau lorsqu'une zone proche est fréquentée par des bateaux à moteur (OMS, 2003).

Le pH³, qui est un paramètre mesuré lors du contrôle sanitaire des baignades, ne peut avoir un impact sur les baigneurs que s'il atteint des valeurs extrêmes, très basses ou très hautes. Quelques irritations de la peau ou des yeux ont déjà été liées à des fortes valeurs du pH bien qu'il semble que ce ne soit qu'un facteur aggravant et non la source directe des troubles (OMS, 2003).

Les pollutions à l'azote et au phosphore ne présentent pas de réel risque sanitaire pour la santé des baigneurs vu les modes d'exposition. En revanche, ces polluants sont à l'origine d'un développement de la flore aquatique qui peut conduire à l'eutrophisation des eaux et au développement de cyanobactéries.

Les risques sanitaires dépendent essentiellement de l'exposition des baigneurs au polluant. L'ingestion et le contact cutané étant les deux principales voies, il est peu probable que les baigneurs soient en contact avec des concentrations suffisamment élevées pour causer des effets après une seule baignade ou après des expositions répétées durant la saison balnéaire⁴. La pollution de l'eau par ce type de contaminant mérite tout de même d'être correctement surveillée afin de limiter l'exposition des personnes pratiquant certaines activités nautiques et qui seraient exposées sur une plus grande partie de l'année (OMS, 2003).

Le risque d'une contamination extrême exposant les baigneurs à de fortes concentrations doit tout de même être pris en compte. Ainsi, lorsque les eaux sont sujettes à un ou plusieurs rejets d'eaux usées ou industriels par exemple, la caractérisation de la composition en polluants chimiques, ainsi que la dilution et la dispersion de ces rejets pourrait fournir une base à une surveillance plus spécifique des eaux de baignade en question.

³ Le pH représente la concentration en ion Hydrogène de l'eau

⁴ La majorité des études considèrent cette exposition à 20 baignades par an.

2 TRANSMISSION DES POLLUANTS DE LA SOURCE A LA BAINNADE

Les polluants retrouvés dans les eaux peuvent avoir trois origines principales : le rejet d'eaux résiduaires urbaines ou d'eaux pluviales, traité ou non, le lessivage des sols situés à proximité des points d'eau, particulièrement des pâturages, ou encore l'apport par les baigneurs ou les animaux sauvages tels que les rats ou les oiseaux par exemple. La qualité des eaux dépend donc de la composition et de l'importance des flux provenant de ces sources de pollution. Il apparaît nécessaire de faire une description des modes de transmission des polluants depuis leurs sources jusqu'à la baignade afin de mettre en évidence les points critiques des étapes de contamination des eaux.

2.1 Pressions humaines :

Le tube digestif d'un individu en parfait état de santé contient des milliards de bactéries indispensables à la vie. Ces germes sont rejetés avec les matières fécales vers le milieu extérieur, soit directement, soit via une station d'épuration (STEP). Une partie seulement sera éliminée, le reste survivra et pourra même se multiplier. Les germes pathogènes excrétés par des personnes malades, ou par des porteurs sains, pourront ainsi se retrouver dans les eaux superficielles, et contribuer à la contamination des lieux de baignade ainsi qu'à l'accroissement d'un risque sanitaire pour les baigneurs.

Ces germes sont en général peu nombreux par rapport aux germes d'origine fécale non pathogènes qui les accompagnent. Aussi, il est important de préciser que le risque sanitaire, ici microbiologique, dépend surtout de la présence d'individus contaminés (malades ou porteurs sains) au sein de la population à l'origine des rejets. Les personnes infectées sont susceptibles d'excréter de 10^5 à 10^{12} virus entériques ou de 10^5 à 10^7 parasites par gramme de fèces sur une période s'étalant sur deux à trois mois après l'infection (Gerba, 2000). On peut estimer que 10 % minimum de la population totale est infectée durant la saison balnéaire, de juin à septembre, et ce taux est encore plus prononcé chez les enfants dont un tiers peut présenter des virus dans leurs selles, en restant porteur sain (Gerba, 2000). L'assainissement des eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel est donc une étape importante permettant la diminution des risques de contamination des eaux réceptrices.

2.1.1 Réseaux de collecte des eaux résiduaires et pluviales

La plupart des réseaux de récupération des eaux usées dont sont équipés les centres villes sont anciens et récupèrent les eaux pluviales au même titre que les eaux résiduaires urbaines. Ce sont des réseaux dits « unitaires ». Par temps sec, ceci ne pose, a priori, pas de problème. Les eaux sont normalement conduites jusqu'à la station d'épuration, si elle existe, pour y être traitées, avant d'être déversées dans le milieu naturel.

Par temps de pluie, et plus particulièrement lors d'épisodes orageux, le volume d'eau circulant dans les réseaux unitaires peut augmenter fortement et rapidement, les eaux pluviales s'ajoutant aux eaux résiduaires. A l'aval du réseau, c'est-à-dire à l'arrivée à la station ou au poste de relèvement, le débit devient souvent trop important par rapport aux capacités du système d'assainissement, une partie de ces eaux sera donc passée en by-pass et rejetée vers le milieu naturel sans avoir été traitée. On peut parler alors de surverse du réseau unitaire, ceci se produit le plus souvent au niveau des déversoirs d'orage prévus à cet effet, ou à proximité de la STEP. Le rejet contient alors une partie des eaux résiduaires urbaines très chargées sur le plan microbien, qui est souvent à l'origine d'une pollution des eaux du milieu récepteur.

L'orage peut également avoir un effet de choc ou de « chasse d'eau » et nettoyer les canalisations dans lesquelles une partie des germes d'origine fécale avait décanté durant les périodes sèches. Les flux de polluants déversés peuvent devenir plusieurs fois supérieurs à ceux des eaux usées d'une journée avant traitement (SDAGE Loire Bretagne, 1996).

Aujourd'hui, lors de la construction de nouveaux réseaux, et afin d'éviter les augmentations rapides du débit de l'effluent avant traitement, la séparation du réseau de collecte des eaux usées et de celui des eaux de pluie se fait de manière automatique. La refonte complète d'anciens réseaux est, en revanche, généralement très onéreuse et plutôt difficile à mettre en place.

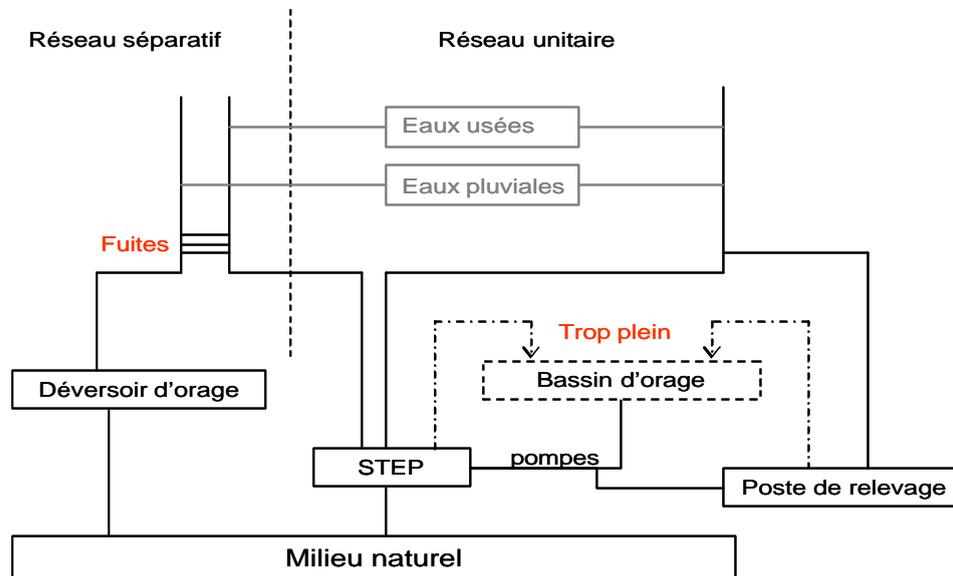
Dans le cas de réseaux séparatifs, les eaux de pluie sont directement rejetées vers le milieu naturel. Le risque de débordement des eaux usées est ainsi diminué. Cependant, mêmes seules, ces eaux peuvent être à l'origine d'une pollution des eaux réceptrices. En effet, dans les zones urbaines, ces eaux sont issues des toitures et des surfaces imperméables et entraînent une pollution caractérisée par une charge en MES minérales importantes, une pollution organique faible et peu biodégradable, ainsi que des concentrations importantes en hydrocarbures et métaux lourds (Gaïd, 1999). Elles peuvent également contenir une forte charge en micro-organismes. Par exemple, lors d'une étude effectuée en 2003, les eaux de ruissellement de la ville de St Malo présentaient des concentrations en coliformes totaux de l'ordre de 4 à 5 unités log (Bellec, 2003).

Les MES véhiculées par les eaux de pluie se déposant facilement, il peut être intéressant de les traiter par décantation à la sortie des principaux collecteurs d'eaux pluviales, avant de les rejeter (SDAGE Loire Bretagne, 1996). Ce traitement devrait bientôt devenir une obligation et permettrait un léger abattement de la charge microbienne des eaux de pluie étant donné que bon nombre de germes sont adsorbés sur les MES.

La réalisation d'ouvrages de stockage des eaux excédentaires recrachées par les déversoirs d'orages, comme les bassins d'orages ou bassins unitaires, peut permettre d'étaler sur plusieurs jours la pointe du débit à traiter par la STEP (Bellec, 2003). En plus, ces bassins favorisent la décantation des matières polluantes entraînées par les eaux de pluie, ce qui a pour conséquence de limiter l'augmentation des polluants à éliminer par la STEP.

Des fuites ou encore une mauvaise conception globale du réseau peuvent aussi être à l'origine du déversement direct des eaux usées urbaines par des déversoirs d'orages même par temps sec. Le fonctionnement des réseaux de collecte des eaux est présenté dans la figure 2.

Figure 2 : Fonctionnement des réseaux de collecte des eaux.



En l'absence de bassin d'orage, les eaux excédentaires rejoignent directement le milieu naturel.

2.1.2 Systèmes d'assainissement :

A) Systèmes d'assainissement Collectif :

En 2003, 95 % des communes françaises de plus de 10 000 habitants disposaient d'une station d'épuration des eaux usées, soit environ 12 000 stations. Le taux moyen de traitement de la pollution est passé de 40 % en 1992 à 70 % en 2003, cependant, même si les eaux rejetées sont de mieux en mieux traitées, le taux de collecte de ces eaux n'est que de 65 %, d'où un taux de dépollution qui n'atteint que les 45 % (Badia-Gondard, 2003).

C'est l'insuffisance du dispositif d'assainissement collectif, c'est-à-dire l'insuffisance du traitement ou des capacités du système, le mauvais branchement des canalisations ou encore l'absence de STEP, qui est la cause principale de pollution des sites de baignade en France et qui représente 36 % des causes répertoriées par les DDASS en 2002 et en 2003 (DGS, 2003).

Les eaux urbaines résiduelles peuvent avoir une incidence sur les eaux réceptrices en raison des matières biodégradables et des éléments nutritifs ajoutés qui concourent à l'eutrophisation. Les stations d'épuration, en général efficaces pour éliminer les matières en suspension (MES), la pollution azotée et phosphorée, n'éliminent le plus souvent qu'une faible partie de la charge microbienne des eaux usées, mais les taux d'abattement sont différents selon le procédé de traitement qui est employé (Gaïd, 1999).

Les traitements primaires, y compris ceux utilisant la floculation chimique, sont en général peu efficaces pour réduire la pollution microbiologique. Le traitement n'enlève que faiblement les bactéries et parasites et n'a aucun effet sur les virus entériques humains (Payment *et al.*, 2004). Dans le cas d'un traitement par boues activées, l'abattement des GTCF est de 10^2 à 10^3 et celui des virus de 10 à 10^2 , dans le cas d'un lagunage, l'abattement des GTCF est de 10^4 à 10^6 et celui des virus de 10^2 à 10^4 (Derolez, 2003). Le type de traitement mis en place et le degré de dilution de l'effluent a permis à l'OMS d'estimer les risques sanitaires auxquels sont confrontés les baigneurs en aval d'un point de rejet. Ces risques sont décrits dans le tableau 9.

Tableau 9 : Estimation du risque sanitaire pour des baigneurs exposés à un rejet d'eaux résiduaire urbaines (OMS, 2003).

fréquentation de la baignade	débit du cours d'eau récepteur de l'effluent	niveau de traitement			
		absence	primaire	secondaire	lagunage
forte	faible	très élevé	très élevé	élevé	moyen
faible	faible	très élevé	élevé	moyen	moyen
moyenne	moyen	élevé	moyen	bas	bas
forte	fort	élevé	moyen	bas	bas
faible	fort	élevé	moyen	très bas	très bas

Selon les auteurs, dans les effluents secondaires après traitement par boues activées, on dénombre généralement de 10^5 à 10^8 coliformes totaux, de 10^4 à 10^7 coliformes fécaux et de 10^4 à 10^6 streptocoques fécaux par 100 ml.

L'impact d'un rejet sur la composition des eaux réceptrices peut aisément être apprécié en mesurant les concentrations des différents polluants en divers points sur un cours d'eau, en amont ainsi qu'en aval du point de rejet. Il n'est pas rare que la composition microbiologique d'un effluent traité soit très proche de celle d'un cours d'eau récepteur présentant un fort bruit de fond de contamination. Par exemple, selon Vilanova *et al.*, un abattement de 2 unités logarithmiques décimales des concentrations en GTCF, à la suite d'un traitement par boues activées, ainsi qu'une forte dilution de l'ordre de 15 % de l'effluent traité peut permettre de ne pas observer de modification de la composition microbiologique du cours d'eau récepteur. Cependant, cette étude renseigne peu sur la concentration en GTCF en amont du point de rejet (Vilanova *et al.*, 2002).

Une réduction importante du nombre de micro-organisme peut-être réalisée par désinfection des effluents de STEP ou par la mise en place d'un système filtrant. Les procédés de désinfection les plus couramment employés sont la chloration, l'ozonation ou encore le rayonnement ultraviolet. Cependant, le conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) a émis un avis défavorable quant à leur utilisation. Cet avis⁵ se basait sur le fait que tous les germes présents dans les effluents ne supportent pas les mêmes

⁵ Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines, avis paru en Octobre 1995.

conséquences à la désinfection. Les germes pathogènes étant souvent plus résistants que les GTCF, ils peuvent devenir proportionnellement plus importants. En modifiant sensiblement les proportions des diverses espèces, cette élimination sélective conduit à introduire un biais dans la corrélation existante entre les concentrations en micro-organismes pathogènes et celles des indicateurs de contamination fécale, ce qui contribue à une sous estimation possible de la contamination fécale des eaux et du risque sanitaire lié à cette contamination.

Une STEP possédant un traitement bien adapté et n'entraînant pas de pollution chronique du cours d'eau récepteur ne peut jamais être à l'abri d'un dysfonctionnement ponctuel ou d'un débordement accidentel. Ainsi, la présence d'un rejet à l'amont d'un site de baignade présente toujours un risque de dégradation de la qualité des eaux. Bien qu'habituellement, les points de rejets se situent toujours en aval d'un site de baignade, il peut arriver que ceux-ci se trouvent quelques kilomètres en amont et que selon le débit du cours d'eau et l'intensité de la pollution accidentelle, les eaux de la baignade subissent une contamination.

Lors de l'étude des rejets d'eaux usées (et/ou pluviales) traitées, le premier paramètre à évaluer est donc l'efficacité du traitement opéré. Une étude de la dilution et de la dispersion de l'effluent pourrait ensuite contribuer à la définition du contexte dans lequel une pollution du site de baignade devient probable.

Les rejets non traités devront être étudiés afin de déterminer le procédé de traitement qui semble le plus adapté et qui évite au maximum la pollution de la baignade en aval.

B) Systèmes d'assainissement individuel :

Certaines habitations sont souvent trop dispersées pour être raccordées au réseau de collecte des eaux usées. Elles sont alors équipées de systèmes d'assainissements autonomes qui permettent l'infiltration de l'effluent dans les sols après une épuration partielle qui se déroule grâce au développement de micro-organismes.

Il peut arriver que le terrain ne soit pas adapté à l'utilisation de ce type d'assainissement, cela dépend de la nature des sols. Un substratum imperméable comme par exemple une roche compacte ou une couche d'argile ne favorisera pas une bonne dispersion de l'effluent. A l'inverse, un substratum rocheux fissuré ou fracturé peut au contraire accélérer l'écoulement et ne pas contribuer à une bonne épuration du rejet.

L'utilisation des systèmes d'assainissement individuel dans des zones non propices à leur bon fonctionnement et proches des sites de baignade peut donc influencer la qualité des eaux, surtout si ces installations ne sont pas régulièrement contrôlées. Un système d'assainissement autonome fonctionnant dans de bonnes conditions et situé à moins de 30 mètres du lieu de baignade, ou des eaux rejoignant la baignade, ne présente à priori pas de risque de contamination microbiologique des eaux, selon la réglementation en vigueur vis-à-vis des eaux destinées à la consommation.

L'utilisation de ce type d'assainissement dans une zone proche d'une baignade doit se faire avec précaution et la conformité des installations ainsi que leur bon fonctionnement sont des paramètres qui doivent être pris en compte lors de la recherche d'éventuelles causes de pollution des eaux de baignade.

2.1.3 Activités industrielles :

Les caractéristiques des eaux de rejets industriels sont extrêmement variables et directement liés au type d'industrie, une analyse détaillée de la composition des effluents apparaît nécessaire avant le rejet vers le milieu naturel.

La pollution organique industrielle peut s'accompagner de polluants minéraux toxiques tels que les métaux lourds, qu'il faut éliminer afin de ne pas mettre en péril le bon fonctionnement des STEP, notamment lors des traitements par boues activées. Les traitements biologiques doivent être adaptés afin de prendre en compte la teneur et la nature des matières organiques à décomposer (par exemple le glucose des effluents de raffinage de sucre, les lipides des laiteries,...).

La connaissance des paramètres tels que la DBO₅ et la teneur en MES s'avère donc, dans le cas des rejets industriels, totalement insuffisante ; une étude, souvent accompagnée d'essais en laboratoires ou à l'échelle semi industrielle permet de concevoir la chaîne la plus efficace pour leur traitement.

2.1.4 Apports par les baigneurs

Peu d'études concernent l'impact qu'ont les baigneurs sur la qualité des eaux.

Des germes d'origine fécale peuvent être disséminés par les baigneurs. Les personnes infectées seront la source d'une contamination de l'eau par des germes pathogènes. Les germes apportés proviennent du contact de leur peau avec l'eau ou d'une perte directe des fèces dans les eaux. Cette dernière éventualité se produit notamment très fréquemment chez les enfants atteints de gastro-entérites et ne présentant pas encore, ou plus, les signes cliniques (Gerba, 2000).

Une perte de 100 grammes de fèces lors d'une baignade pourrait résulter en la dissémination de 10^{14} pathogènes entériques dans la colonne d'eau. Il est estimé qu'en moyenne, chaque baigneur peut apporter 0,14 gramme de matière fécale durant une baignade de 15 minutes. Dans le cas où un baigneur infecté serait en contact avec 10^6 litres d'eau, soit pour une baignade de 30 minutes environ, l'apport pourrait aller jusqu'à environ 16 750 virus (Gerba, 2000).

Si l'apport de germes par les baigneurs peut-être négligeable pour les sites à faible fréquentation, la surfréquentation de certains sites confinés représentait tout de même 3% des causes de pollution recensées en France en 2002, et 6% en 2003 (DGS, 2003). D'autre part, la densité de baigneurs est un paramètre qui est directement liée à la concentration de staphylocoques dans les eaux et donc à l'augmentation d'un risque pour la santé des baigneurs (Charoenca *et al.*, 1995). La variation des concentrations en staphylocoques ne peut pas être aujourd'hui expliquée par d'autres sources de contamination que les baigneurs eux-mêmes (Prüss, 1998).

La mise en place de plus en plus fréquente de systèmes de traitement adaptés des rejets urbains risquerait de ne pas être suffisante pour réduire la contamination des eaux superficielles par des germes d'origine fécale ou encore par des composés chimiques. En effet, une part importante de ces polluants est d'origine diffuse et provient par exemple

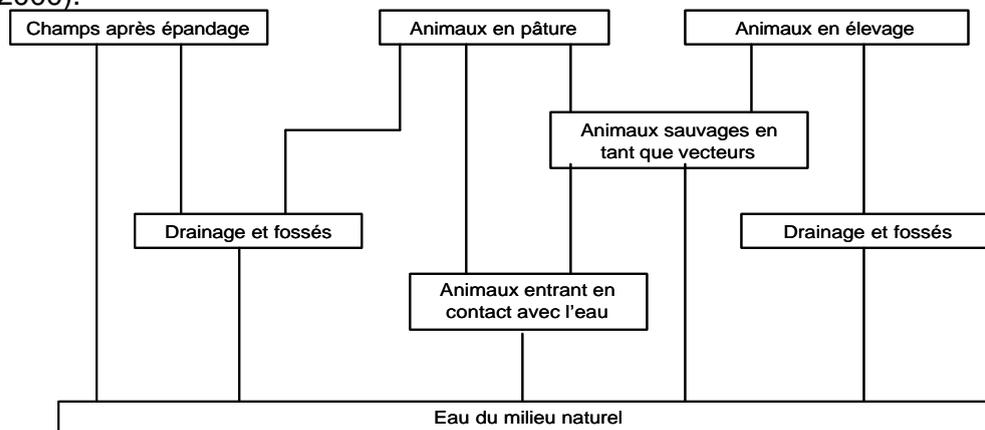
des ruissellements sur les terres agricoles. Si les rejets d'effluents urbains sont contrôlables et si une action de traitement peut être effectuée dans l'optique de limiter l'impact polluant sur le milieu, les rejets diffus sont eux beaucoup moins contrôlables et ne bénéficient pas de possibilité de traitement avant d'atteindre les eaux naturelles (Cann *et al.*, 1999).

2.2 Pressions agricoles et animales :

Les pratiques agricoles ont largement évoluées depuis la fin de la seconde guerre mondiale afin de répondre à des besoins alimentaire toujours croissants, ceci s'est notamment ressenti par la spécialisation des exploitations agricoles, l'augmentation de leur taille et leur concentration géographique. Cette intensification de la production animale a conduit à une production de déchets de plus en plus importante qui n'a pas été sans causer de problèmes relatifs aux excédents qu'il est toujours nécessaire de valoriser aujourd'hui (Dupray *et al.*, 1999).

Les animaux d'élevages, aussi bien sains que malades, excrètent de nombreux micro-organismes qui se retrouvent dans les fumiers et les lisiers. Parmi ceux-ci, certains provoquent des zoonoses, c'est-à-dire qu'ils présentent un risque potentiel pour la santé humaine et animale. Ce risque dépend de nombreux paramètres tels que la sévérité de l'infection animale, le traitement des effluents ou bien encore la durée de survie des pathogènes (Dupray *et al.*, 1999). La contamination des eaux de baignade par ces micro-organismes peut se faire de différentes manières, elles sont reproduites dans la figure 3.

Figure 3 : Chemins de contamination des eaux par les pollutions d'origine agricole (Hooda *et al.*, 2000).



Les déjections animales contiennent également des quantités d'éléments chimiques tels que l'azote, le phosphore ou le potassium, qui leur confèrent un pouvoir fertilisant important. De par cette composition chimique, une des solutions retenues pour la valorisation de ces déchets est, et reste, l'épandage sur les terres agricoles, aujourd'hui le principal moyen d'élimination de ces déchets.

Avec l'augmentation constante des cheptels, il apparaît de plus en plus clairement que ces déchets peuvent contribuer à modifier certains paramètres environnementaux et

apporter un certain déséquilibre écologique, notamment au niveau de la qualité des eaux de baignade.

2.2.1 Elevages

Les effluents d'élevage regroupent principalement les déjections animales, les eaux de nettoyage et les eaux de pluie souillées, ce sont des éléments produits de façon continue qui nécessitent d'être stockés avant d'être épandus. Les fumiers sont le résultat du mélange des déjections animales avec de la litière (paille ou sciure) alors que les lisiers sont constitués d'urines et de fèces mélangés. C'est souvent la mauvaise gestion de ces effluents dans les exploitations qui est à l'origine d'une contamination du cours d'eau le plus proche (Aitken, 2003).

Dans les exploitations, il est assez commun qu'une partie des eaux de lavage ne soit pas collectée et qu'elle se mélange avec les eaux de pluie, le ruissellement sur le siège de l'exploitation peut facilement entraîner une partie des déjections animales ou des eaux de nettoyage jusqu'à un fossé ou un cours d'eau. Selon le code des bonnes pratiques agricoles (CBPA), les eaux de nettoyages devraient être collectées et dirigées vers des installations de traitement adaptées (filtration, décantation, lagunes,...), dans un ouvrage de stockage qui leur est propre ou à défaut, dans celui des déjections. Néanmoins, cette dernière solution conduit à une augmentation moyenne des volumes à stocker et à épandre de l'ordre de 40 % (Aitken, 2003 ; Derolez, 2003) et contribue à l'augmentation de la teneur en eau des boues, donc à l'augmentation du risque de fuite.

L'épandage étant interdit durant une partie de l'année, les exploitations se doivent de disposer de fosses suffisamment grandes pour accepter les déjections produites pendant cette période. Dans le cas contraire, il peut arriver que lors d'épisodes pluvieux importants, ces fosses débordent, conduisant à un rejet direct des effluents vers le milieu naturel. Ces fuites peuvent être évitées en s'assurant de l'étanchéité des ouvrages de stockage et de la présence d'une couverture afin d'éviter l'intrusion des eaux de pluie.

Des capacités de stockage suffisantes présentent un autre intérêt qui est celui de participer à la diminution de la charge microbienne des effluents d'élevages. En effet, les fumiers ont tendance à fermenter de par leur teneur en paille, l'augmentation de la température jusqu'à 70°C limite considérablement la survie des organismes. Un seuil de sécurité suffisant peut être atteint si la durée de stockage est d'environ un mois, sans nouvel apport (Martel, 1996). Concernant les lisiers, c'est une fermentation anaérobie qui se produit et la température reste constante et plutôt basse (de 20 à 30°C), ce qui conduit à des T90⁶ des bactéries plus longs. Cependant, selon la teneur en substrats nutritifs, la compétition peut entraîner une diminution suffisante des bactéries pathogènes au profit des bactéries commensales, les concentrations en CF sont réduites de deux à trois unités log et celles de SF de deux unités log au bout d'une semaine de stockage sans nouvel

⁶ Le T90 correspond au temps nécessaire qu'il faut afin que 90% de la population bactérienne d'une espèce donnée soit éliminée.

apport ; ensuite, les SF peuvent se maintenir à un niveau élevé de 3 à 9.10^3 par ml de lisier. Les temps de stockage recommandés sont de deux mois en été et trois en hiver, s'il n'y a pas de nouvel apport de lisier (Derolez, 2003 ; Martel, 1996). Toutefois, tous les micro-organismes ne réagissent pas de la même façon et *Salmonella* spp. peut notamment survivre pendant plus d'un an dans les conditions anaérobies que présente le lisier. Avant l'épandage, les fumiers ou lisiers ne subissent en général pas d'autre désinfection, les technologies d'épuration des déjections animales devraient tout de même se généraliser dans un avenir proche compte tenu des problèmes environnementaux que cela pose (Dupray *et al.*, 1999).

Des fosses septiques sont parfois installées afin de traiter les rejets des fermes, l'efficacité de ces systèmes diminue avec leur âge et l'entretien qui en est fait. Sans une vidange périodique, elles se remplissent et ne sont plus fonctionnelles. Aujourd'hui, on peut estimer à 82 % le taux d'installation fonctionnant mal et dont l'écoulement se ferait directement dans un cours d'eau (Aitken, 2003). Ce type de problème est similaire à ceux rencontrés avec les systèmes d'assainissements individuels.

Concernant les pertes directes d'azote, selon Cann *et al.*, il ne semble pas exister de risque majeur de contamination des cours d'eau à partir des sièges d'exploitation du fait de la volatilisation ammoniacale ou de la dénitrification. Les mesures prises pour lutter contre la dissémination des pollutions microbiologiques à partir des élevages permettent cependant de limiter encore plus ce risque (Cann *et al.*, 1999)

Les sièges d'exploitations sont donc des ensembles plutôt complexes qui regroupent une multitude de sources potentielles de pollutions microbiologiques qui peuvent avoir un impact plus ou moins important sur le milieu extérieur. C'est l'efficacité de l'ensemble des infrastructures présentes dans le but d'éviter la dissémination des pollutions qui doit être évaluée.

2.2.2 Epandage

L'épandage consiste à répandre les boues ou d'autres produits organiques sur les sols afin d'augmenter leur potentiel fertilisant, dans l'optique d'un recyclage de ces produits. Cette pratique permet d'apporter aux sols des éléments tels que l'azote, le phosphore ou le potassium. Certains sols seront plus aptes à absorber l'apport de nutriment que d'autres selon leur nature géologique ou selon l'utilisation qui en est faite. Lorsque les conditions optimales d'application ne sont pas réunies, il arrive que les effets bénéfiques soient contrebalancés par des effets néfastes qui ont des conséquences importantes sur l'environnement, et notamment sur la qualité des eaux de baignade.

Le risque de contamination des eaux de baignade dépend d'abord de la concentration en polluants des produits organiques qui seront épandus, du moment et du taux d'application sur les parcelles, puis des conditions environnementales qui affecteront le transfert de ces polluants jusqu'au site de baignade. Si la dose apportée est trop élevée, il y aura à craindre une pollution diffuse générée par le lessivage des éléments en excès ainsi que

des micro-organismes présent dans les boues (Thirion *et al.*, 2003). La majeure partie des excédants atteindra alors un fossé ou un ruisseau en étant entraînée par le ruissellement de l'eau de pluie. C'est le cas des polluants chimiques comme l'azote ou le phosphore, responsables des phénomènes d'eutrophisation, ou encore des germes d'origine fécale. Il est en effet possible d'observer une bonne concordance des évolutions des densités bactériennes avec celles des concentrations en matières en suspension et en phosphates qui suggère un comportement similaire des polluants associés à la fraction particulaire des sols lors d'épisodes pluvieux (Corre *et al.*, 1999).

Dans les sols, les formes organiques de l'azote sont plutôt immobiles alors que les formes minérales, ammoniacales et nitriques sont par contre très mobiles et donc susceptibles d'être lessivées. Des quantités importantes d'azote fuient sous forme gazeuse par volatilisation ammoniacale ou dénitrification, le flux d'azote dans les ruisseaux est par conséquent constitué à plus de 95 % de nitrate, les formes organiques et ammoniacales restant très marginales. (Cann *et al.*, 1999).

Depuis la généralisation des lessives sans phosphates et la mise au point de techniques de déphosphatation des rejets d'eaux usées urbaines, les sources diffuses agricoles tiennent une part de plus en plus importante dans la contamination des sols et des eaux par le phosphore, même si la contribution de l'agriculture à la pollution des eaux est beaucoup plus forte pour l'azote. Le phosphore, qui est très facilement adsorbable, reste fixé dans les couches superficielles du sol et n'est lixivié que sur des sols de type « sables grossiers ». Le transfert de cet élément dans les eaux se produit seulement lorsque le ruissellement est suffisamment important pour déplacer les particules sur lesquelles il est adsorbé, il peut alors se solubiliser assez facilement sous l'effet de l'agitation de l'eau. L'augmentation de la charge en phosphore dans les sols constitue ainsi une menace à long terme pour l'environnement (Cann *et al.*, 1999).

L'abondance des minéraux azotés et phosphorés est une des causes de l'eutrophisation de certaines eaux car elle favorise le développement de la flore aquatique et peut conduire à des proliférations importantes de cyanobactéries (Thebault *et al.*, 1995).

La survie des micro-organismes dans les sols après épandage dépend de nombreux paramètres tels que l'espèce ou la souche concernée ou encore l'état physiologique, la nature du sol (pH, porosité, teneur en matières organiques,...), les conditions climatiques. En général, on retrouve peu de bactéries sept semaines après l'épandage sur les sols, deux semaines sur les pâtures (Martel, 1996).

Concernant le risque de ruissellement, chaque terrain réagit différemment en fonction de ses propres caractéristiques physiques ainsi qu'en fonction de la pluviométrie. La pente d'une parcelle est un paramètre important qui augmente les risques de ruissellement des produits épandus vers les eaux superficielles ou souterraines, même si le ruissellement ne se produit pas de la même façon selon que la pente est régulière ou non. Le ruissellement se produira plus facilement sur un sol nu ou peu couvert, imperméable ou saturé en eau. Des relations ont été établies entre les concentrations bactériennes dans les eaux de surface et les événements hydrologiques. Des phénomènes de chasse

peuvent faire augmenter la concentration en début d'épisode pluvieux, en relation avec les matières en suspension transportées par le ruissellement (Couillandeu, 1999).

L'impact qu'aura un épandage sur la qualité des eaux de baignade dépend aussi de facteurs qui ne s'imposent pas à l'agriculteur et qui répondent de ses habitudes et de la prise de conscience des conséquences possibles. Il lui appartient de prendre les dispositions nécessaires pour que les eaux de ruissellement ne puissent atteindre les endroits ou les milieux protégés et ne soient la cause d'inconvénients pour la santé publique.

Le plan d'épandage, lorsqu'il existe, permet de déterminer soigneusement la dose à épandre sur une parcelle. Le principe de la fertilisation raisonnée demande de connaître les potentialités du sol et du climat, elle permet d'adapter les apports de fertilisants selon les besoins des plantes, le rendement réaliste escompté et les fournitures du sol en nutriments. Une étude reposant sur une analyse du sol, sur un calcul de fertilisation et sur une analyse du produit permet de calculer la dose à épandre. (Thirion *et al.*, 2003).

2.2.3 Pâturages

La relation entre les concentrations des indicateurs de contamination fécale présents dans les cours d'eaux et l'utilisation qui est faite des terrains sur le bassin versant est évidente. La mise en pâture d'une terre, par exemple, est un facteur contribuant fortement à l'augmentation de ces concentrations (Crowther *et al.*, 2003). Dans environ 20 % des pâturages, les animaux ont accès à un cours d'eau. Les défécations de ces animaux, qui peuvent se faire directement dans le cours d'eau ou à proximité, apportent un excès de germe de l'ordre de 10^5 par gramme de matière fécale (Aitken, 2003).

Les pâturages en quasi perpétuelle occupation par des bovins sont une des sources principales en GTCF, une corrélation forte a été démontrée entre les concentrations de ces germes dans les cours d'eau et la présence de pâtures sur les bassins versants adjacents. Par exemple, les concentrations en GTCF relevées dans les eaux de ruissellement d'une parcelle où des bovins pâturaient sont significativement plus élevées que pour d'autres parcelles. Les effets de ces zones de pâture denses sur la qualité microbiologique des eaux de ruissellement peuvent persister longtemps après que les animaux aient été enlevés (Hooda *et al.*, 2000) mais d'une manière générale, les pâturages qui ne sont plus occupés par des bovins depuis plus d'un an ne semblent plus avoir d'influence significative. L'impact polluant des pâturages peut aussi se mesurer aux concentrations en GTCF dans les sédiments de rivières recevant les eaux de ruissellement, elles sont significativement plus élevées que dans d'autres zones (Crowther *et al.*, 2003).

Selon Crowther *et al.*, ces terrains devraient être les cibles prioritaires dans le développement de stratégies ayant pour but de réduire de manière globale les concentrations en GTCF dans les cours d'eau.

2.2.4 Apports par les animaux sauvages

Les alentours des sites de baignade sont souvent colonisés par une faune sauvage qui peut-être porteuse de nombreux germes ou parasites. On peut citer par exemple les rats

musqués ou les ragondins, ou encore les oiseaux d'eau. Ces animaux sont susceptibles de contaminer les eaux de baignade par l'intermédiaire de leurs excréments qui peuvent contenir des germes pathogènes pour l'homme. En 2001, la présence de rongeurs excréteurs de leptospires à proximité d'un site de baignade en eau douce a été associée à une survenue de cas groupés de leptospirose, 31 % des animaux présentaient une sérologie positive pour trois souches de leptospires (Perra *et al.*, 2002). Parmi les cas confirmés de leptospirose en France entre le 01 juin et le 11 septembre 2003, deux groupes de personnes avaient fréquentés deux sites de baignades communs. C'est le sérotype Icterohaemorrhagiae qui était prédominant à 62 % lorsqu'il a pu être déterminé. Or ce sérotype est porté principalement par les rongeurs (dont les rats), ce qui démontre l'importance de leur rôle dans la contamination des eaux de baignade (Capek *et al.*, 2004). La présence habituelle de ces animaux dans les égouts peut également conduire à une contamination microbiologique d'un rejet d'eaux usées urbaines (Legeas, 1997).

Lors d'une étude Québécoise qui visait à mesurer l'impact de la présence de mouettes sur les bords d'une rivière, il a été mis en évidence qu'une trentaine d'animaux suffisait à ce que les valeurs guides de qualité microbiologique de l'eau soient dépassées en seulement deux jours, notamment en ce qui concerne la concentration en coliformes fécaux (> à 200/100 ml). Ces concentrations augmentent plus rapidement à proximité de la plage et diminuent proportionnellement à l'éloignement de la berge, le risque semble donc plus élevé pour les baigneurs restant près de la plage, souvent constitué en majorité de jeunes enfants. Dans cette étude, la concentration également mesurée de *Salmonella* spp. dans les eaux a été estimée à 4,6 organismes par 100 ml (Levesque *et al.*, 1993).

2.3 Environnement du site de baignade

La survie des bactéries dans les eaux douces apparaît très variable d'un site à l'autre car elle résulte de l'interaction de plusieurs paramètres. Certains répondent des conditions météorologiques (lumière, température, pluviométrie) et d'autres plutôt des caractéristiques propres à chaque environnement du site de baignade (matière organique, matière en suspension, prédation).

2.3.1 Caractéristiques physiques

La contamination d'un site de baignade par une pollution dépend avant tout de la configuration physique de ce site, c'est-à-dire de tous les paramètres physiques permettant de caractériser le site, comme par exemple l'origine des eaux, leur taux de renouvellement, leur profondeur, leur vitesse, la nature des berges ou des sols aux alentours.

Les eaux rejoignant un site de baignade ont diverses origines, elles peuvent provenir, par exemple, d'un cours d'eau, d'un fossé ou encore du ruissellement sur les sols adjacents. Elles sont amenées à traverser tous types de structures pouvant influencer leur composition. La présence de réservoirs tel que des retenues ou des lacs naturels sur le cours d'eau alimentant le site de baignade est un paramètre important à prendre en

compte. En effet, la vitesse de circulation de l'eau est fortement réduite à ces endroits, ce qui a pour conséquence directe d'augmenter la sédimentation des micro-organismes et de réduire leur concentration dans l'eau (Crowther *et al.*, 2003). Une vitesse lente de circulation de l'eau peut également jouer en faveur de l'exposition aux rayonnements U.V., le temps d'exposition devenant plus grand, le T90 des germes présents dans l'eau est réduit.

La teneur en matières en suspension (MES) est un paramètre qui influence aussi les concentrations des germes dans les eaux, 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.

Tous ces paramètres ne sont pas indépendants entre eux, par exemple, une faible teneur en MES facilitera la pénétration des rayons U.V. dans l'eau et diminuera ainsi la probabilité de survie des micro-organismes. Il apparaît donc difficile de connaître quel paramètre influence le plus la concentration de germes dans l'eau, et à quel moment.

La qualité intrinsèque du milieu récepteur joue 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, principalement en condition d'étiage (Corre *et al.*, 1999).

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 d'un site de baignade soit liée à la remise en suspension des bactéries à partir du sédiment constituant le lit du cours d'eau en amont (Corre *et al.* 1999). Le rôle des réservoirs est inversé, ils peuvent alors contribuer fortement à l'apport de germes jusqu'au site de baignade.

Un faible taux de renouvellement des eaux, ou une tendance à la stagnation, sur des eaux eutrophisées, peut influencer le développement de cyanobactéries sur le site de baignade et conduire à une augmentation importante de la biomasse d'une ou deux espèces aux dépens des autres, ou bloom de cyanobactéries. Ce phénomène ne se produit habituellement pas sur les rivières où la circulation des eaux est trop importante, l'hétérogénéité de la colonne d'eau ne permettant pas le développement d'une efflorescence de cyanobactéries (Humbert, 2003). Le taux de renouvellement des eaux peut toutefois être très hétérogène et un site dit « situé en rivière » mais dans une zone de recul où l'eau est peu renouvelée pourra certainement subir une efflorescence de cyanobactéries si les apports de nutriments sont suffisants.

La nature des sols aux alentours du site de baignade et plus particulièrement l'utilisation qui en est faite est un paramètre déterminant afin d'approcher la sensibilité d'une baignade vis-à-vis des sources de pollution qui lui sont proches.

Le ruissellement se produit quand l'intensité de la pluie dépasse la somme de la capacité d'infiltration et de l'évaporation. Le coefficient d'écoulement ou de ruissellement exprime la proportion d'eau qui est susceptible de s'écouler par rapport aux précipitations reçues,

il dépend de la pente du terrain, du type de sol, de la couverture du sol donc de l'utilisation qui en est faite, et de l'humidité antécédente. Des valeurs de ces coefficients ont été calculées, elles sont regroupées en annexe 3. Elles varient entre 0,1 pour un sol sableux sous une forêt à 0,8 pour un sol argileux non couvert de végétation (Bonn, 2000). Ce coefficient est un paramètre intéressant à déterminer puisqu'il résume plusieurs caractéristiques physiques des terrains, c'est un indicateur qui permet d'estimer la probabilité qu'un ruissellement se produise sur une partie d'un bassin versant.

2.3.2 Influence des paramètres météorologiques

D'une manière générale, les plus basses concentrations en GTCF sont enregistrées pendant le début de la saison balnéaire, c'est-à-dire durant les mois de mai, juin et juillet, alors que des concentrations plus fortes sont relevées durant les mois d'août et de septembre. Ces variations peuvent s'expliquer partiellement par les variations des conditions météorologiques entre ces deux périodes ; en effet, le début de la saison balnéaire est souvent beaucoup moins arrosée et peut-être plus ensoleillée, alors que la fin, le mois d'août et de septembre, sont en général les mois les plus humides et les moins ensoleillés (Crowther *et al.*, 2001).

La pluviométrie apparaît comme étant le paramètre qui influence le plus la part que prend chaque source de pollution dans la contamination des eaux de baignade (Derolez, 2003).

- Lors de faibles pluies, entre 0 mm et 5 mm par jour, la principale source de contamination microbiologique des eaux peut-être la présence d'un rejet d'eaux usées et pluviales urbaines ; ceci s'explique par le fait que les surfaces imperméables, majoritaires en zone urbaine, sont plus répondantes aux pluies de faible intensité et favorisent le ruissellement des eaux. Si des aménagements sont réalisés sur les infrastructures de la STEP ou des réseaux de collecte, dans le but de maîtriser le ruissellement urbain des eaux de pluie, des diminutions significatives peuvent être observées sur les concentrations en CT et CF dans les eaux du milieu récepteur. Par contre, même après ces aménagements, les concentrations en EI, ou SF, ne diminuent pas de façon significative. Le rejet ne semble pas pour autant être la cause de cette persistance, en effet, dans ces conditions, l'écoulement des eaux sur les terres agricoles, et plus particulièrement sur des zones de pâturage, apporte également une quantité non négligeable de SF (Crowther *et al.*, 2001).

- Lors des fortes pluies (hauteur d'eau supérieur à 5 mm par jour), la qualité des eaux est plus influencée par les pollutions diffuses résultant du lessivage des zones non urbaines, le risque de ruissellement sur ces sols devient plus important du fait de leur saturation plus rapide en eau. L'augmentation des concentrations en GTCF est une fois de plus beaucoup plus signifiante dans ce cas pour les EI, ou SF, que pour les CT et CF. Ceci est une conséquence au fait que les SF retrouvés dans le milieu proviennent majoritairement du lessivage des surfaces agricoles (Crowther *et al.*, 2001). Pour autant, les autres GTCF ne proviennent pas exclusivement des rejets urbains, en effet, lors d'une étude effectuée sur les bassins versants bretons, des précipitations excédant 10 mm sur

2 ou 5 jours ont été associées avec une concentration en CF supérieure à 2000/100 ml dans les eaux du milieu naturel (Dupray *et al.*, 1999), valeur 4 fois supérieure à la valeur impérative.

Les orages sont des événements contribuant fortement à l'augmentation des concentrations bactériennes dans les eaux, qui peuvent atteindre les 10^6 E.Coli/100 ml, soit de 3 à 4 unités log décimale au dessus du bruit de fond bactérien d'un cours d'eau.

La longueur de la période de temps sec précédant la période pluvieuse conditionne la concentration en polluants dans les eaux de ruissellement urbains. Les concentrations en MES, en DCO et en métaux lourds sont inversement proportionnelles à l'intensité de la pluie qui met fin à cette période sèche, c'est-à-dire qu'une pluie de faible intensité est suffisante pour nettoyer les sols imperméables sans pour autant apporter l'avantage d'une forte dilution de ces polluants (Bellec, 2003).

Dans les conditions de crue ou de fort débit d'eau, la diminution des concentrations en GTCF le long des cours d'eau est faible, ceci peut-être du à l'augmentation de la profondeur d'eau qui limite la pénétration des rayons du soleil ou à la vitesse et la turbidité de l'eau qui remettent en suspension les germes présents dans les sédiments. Ces conditions sont cependant rarement rencontrées durant la saison balnéaire (Crowther *et al.*, 2003).

L'ensoleillement est souvent cité comme paramétrant la survie des micro-organismes dans les cours d'eau, les rayons U.V. possèdent en effet des propriétés germicides. En eaux douces, les T90 ont été évalués en laboratoire à 17,1 h et à 42,5 h pour les E.Coli, et à 8,5 h et 9,5 h pour les Entérocoques, respectivement à un fort et faible ensoleillement (Noble *et al.*, 2004). Ces valeurs ne prennent cependant pas en compte l'atténuation du flux lumineux avec la profondeur de l'eau et ne sont donc que partiellement représentatif des conditions rencontrées dans le milieu naturel.

La température du milieu influence également la survie des bactéries ainsi que leur métabolisme et leur capacité à se multiplier. Selon Noble *et al.*, une eau de mer à 20°C serait moins favorable aux indicateurs bactériens qu'une eau à 14°C. Il convient cependant de rappeler que la capacité de survie d'un germe dépend entre autre de son métabolisme, et que deux souches proches peuvent réagir différemment vis-à-vis de la température.

Si l'on se place à un niveau saisonnier, la saison balnéaire est celle qui paraît le moins à risque par rapport aux conditions hivernales où le ruissellement induit par les pluies sur les sols nus est plus important et où l'ensoleillement est minimum.

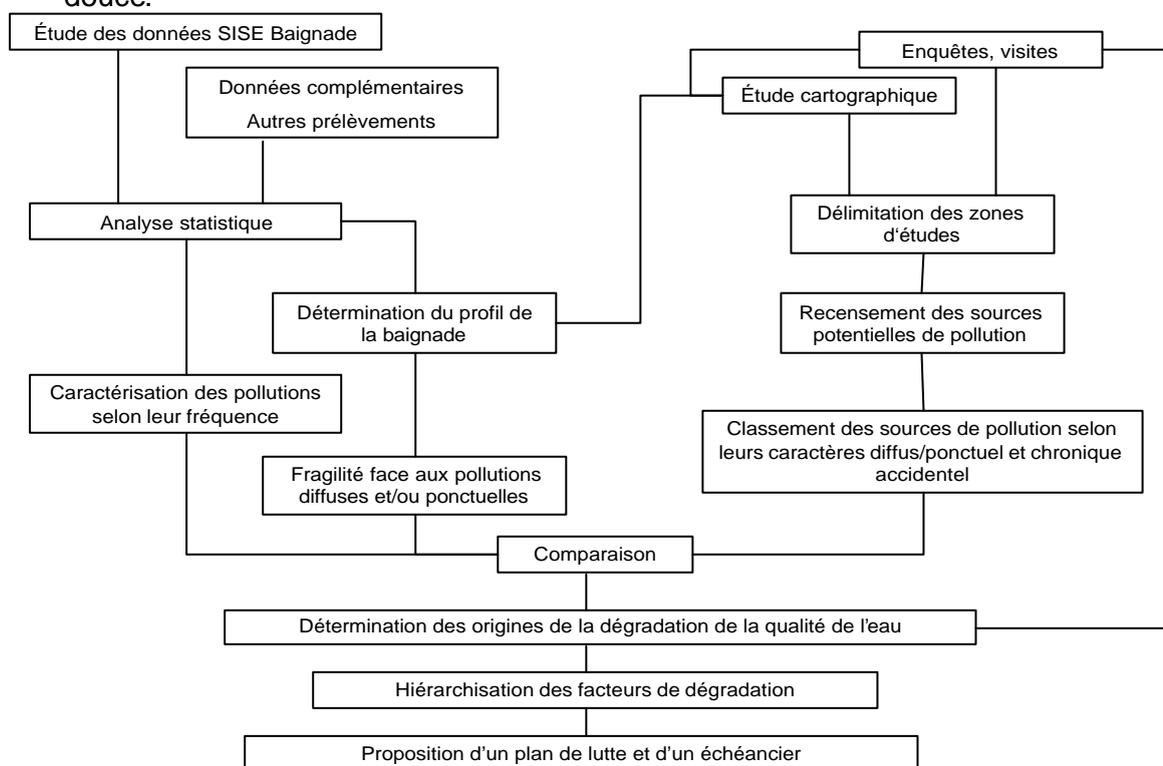
L'étude des modes de transmission des pollutions jusqu'au site de baignade a permis de mettre en évidence les points critiques qui seront à prendre en compte. La détermination du profil de chaque baignade et le recensement des sources de pollution sont les prochaines étapes de la lutte contre les pollutions des baignades en eaux douces et appartiennent à la méthodologie.

3 METHODE D'ANALYSE D'UN SITE DE BAINNADE

Les études diagnostiques qui ont été menées sur les plages littorales en 1998 et 2000 étaient basées sur une méthode adaptée à la configuration spécifique des baignades en eaux de mer et prenait en compte des paramètres, comme les coefficients ou cycles de marées, qui n'auraient aucun sens pour l'étude des baignades en eaux douces. Cette méthode consistait surtout à rechercher un lien entre une contamination microbiologique des eaux de baignade et un mauvais fonctionnement des systèmes d'assainissements, ou encore des fuites au niveau des réseaux de collecte des eaux résiduaires et pluviales. Les études des baignades en eaux douces doivent se tourner vers une approche qui prend en compte toutes les pollutions recensées sur le bassin versant. Le but est de permettre leur hiérarchisation selon l'impact qu'elles ont sur la dégradation des eaux, et de proposer un plan de lutte réalisable à plus ou moins long terme qui permette d'assurer une bonne qualité des eaux de façon durable.

Ceci passera par la définition d'un profil des sites de baignade pollués qui reflètera leur fragilité par rapport à certains types de pollution, en caractérisant la fréquence et l'intensité des pollutions déjà recensées. Un diagramme d'enchaînement des tâches est présenté dans la figure 4.

Figure 4 : Diagramme d'enchaînement des tâches pour l'étude d'une baignade en eau douce.



Lorsque ceci a été possible, l'utilisation de la méthode est illustrée par l'exemple de la baignade de Lavaré en Sarthe (72).

3.1 Choix des sites de baignade

Le choix des sites de baignade à étudier s'est porté sur les sites classés en catégorie « C » ou « D » au moins une fois sur la période allant de 2000 à 2003 pour des raisons de bonne disponibilité des données de surveillance des baignades. Cette sélection a été effectuée à partir du rapport sur l'état sanitaire des baignades en France établi par la Direction Générale de la Santé (DGS) en avril 2003, ainsi qu'à partir des données disponibles sur le site Internet « baignades » géré également par la DGS. La liste des sites ainsi sélectionnés est présentée en annexe 2.

La baignade de Lavaré se situe en Sarthe, elle n'a été victime que d'un seul déclassement en « C » sur la période 2000-2003, en 2001.

3.2 Délimitation de la zone d'étude

Les germes témoins de contamination fécale sont véhiculés depuis leurs sources d'émission jusqu'au site de baignade, entraînés par l'écoulement gravitaire de l'eau. Au long de ce transfert, ils sont appelés à subir de nombreux stress environnementaux qui feront décroître leur nombre avec le temps. Il en va de même avec certains polluants physico-chimiques dont la concentration sera amenée à diminuer sous l'effet de la dilution dans les cours d'eaux. La distance des sources de pollution joue donc un rôle majeur sur la contamination des eaux de baignade, c'est pourquoi il est nécessaire de délimiter des zones en fonction de l'impact que peuvent avoir les polluants.

3.2.1 Découpage de la zone

Afin de découper la zone d'étude, deux types de transfert des pollutions seront retenus : la pollution pourra rejoindre le site de baignade par l'intermédiaire d'un cours d'eau ou bien pourra ruisseler sur les sols à proximité immédiate du site. On peut estimer que l'apport d'eau par les nappes souterraines n'est pas une source de pollution microbiologique du fait de la filtration naturelle des eaux par les sols. Concernant l'apport d'éléments chimiques, seul l'ion nitrate, très soluble, semble susceptible d'approvisionner les nappes d'eau souterraines, alors que le phosphore, essentiellement présent sous forme particulaire, s'accumule dans les sols sans se solubiliser dans les nappes (Cann *et al.*, 1999).

Lors de l'élaboration du SDAGE Seine Normandie et avec pour objectif de lutter contre les pollutions littorales, l'agence de l'eau a proposée un découpage des bassins versants en trois zones, en fonction de leur impact probable sur le littoral (Martel, 1996). Une adaptation de ce découpage a été utilisée dans le but de caractériser la fragilité microbiologique des zones conchylicoles (Derolez, 2003) mais cette fois ci, en fonction de la distance entre les sources de pollution et la zone conchylicole.

La distance joue un rôle important quant à l'impact qu'aura l'utilisation des sols sur un site de baignade, ainsi, dans les conditions d'étiage, la qualité microbiologique des eaux de surface est plus fortement influencée par l'usage qui est fait des terres à moins de 2 km du site de baignade que par le bassin versant entier (Crowther *et al.*, 2003).

La zone d'étude comprendra le(s) bassin(s) versant(s) situé(s) en amont du site de baignade, qui sera alors considéré comme l'exutoire. Les sources de pollution présentes en aval du site de baignade peuvent être considérées comme n'ayant aucun impact sur celui-ci. En s'inspirant des modèles ci-dessus de découpage du secteur d'étude, trois zones seront définies :

- La zone immédiate de proximité (zone 1, bande de 200m), ou zone dans laquelle aucun épandage de boues ne doit avoir lieu selon le CBPA.
- Le bassin versant « direct » (zone 2, bande de 2 km) ou zone sur laquelle chaque goutte d'eau atteint le site de baignade par ruissellement sur le sol ou par écoulement dans les formations superficielles. Dans les conditions d'étiage, l'utilisation des sols de cette zone influence significativement la qualité microbiologique des eaux de baignade (Crowther *et al.*, 2003)
- Le bassin versant étendu (zone 3, au-delà de 2 km) situé en amont du bassin versant direct. Il pourra être découpé en sous bassins afin de permettre un meilleur ciblage des sources de pollution. Cette troisième zone mérite d'être précisément définie au cas par cas à l'aide du calcul du temps de concentration des bassins versants afin de ne pas apporter de complications dues à une trop grande étendue.

3.2.2 Limite de la zone

Le temps de concentration (T_c) d'un bassin versant correspond à la durée de réponse de ce bassin aux phénomènes pluviométriques, c'est le temps nécessaire qu'il faut à une goutte d'eau qui tombe sur un point du bassin pour se rendre à l'exutoire (Bonn, 2000). On peut, au même titre que l'on trace des courbes de niveau sur une carte géographique, tracer des séries de courbes isochrones reliant les points appartenant au bassin et qui ont le même temps de concentration. Un exemple est montré sur la figure 5.

Figure 5 : Isochrones d'écoulement dans un bassin versant.



Les pluies reçues dans l'aire A₁ se rendent à l'exutoire dans le temps t₁, et ainsi de suite.

Il existe plusieurs méthodes pour calculer le T_c d'un bassin versant, on peut par exemple citer celle de Passini, couramment employée et bien adaptée aux bassins versants ruraux : (Derolez, 2003).

$$T_c = I^{-1/2} \cdot 0,108 \cdot (A \cdot L)^{1/3} \quad \text{où} \quad \begin{array}{l} I \text{ est la pente du plus long cours d'eau en m/m,} \\ A \text{ est la surface du bassin versant en km}^2, \\ L \text{ est le plus long chemin hydraulique en km.} \end{array}$$

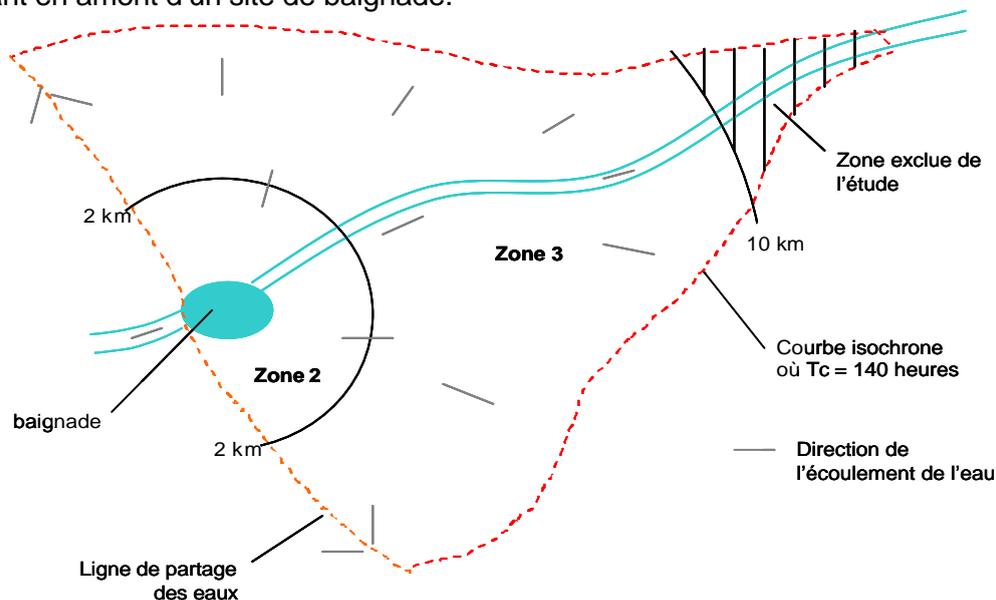
Des résultats des calculs des coefficients de ruissellement moyens selon le type de sol, la pente et la couverture du sol sont présentés en annexe 3.

Le T90 caractérisant une espèce bactérienne correspond au temps nécessaire qu'il faut dans certaines conditions afin que 90 % de la population bactérienne soit éliminée. D'après la bibliographie, pour les GTCF en général, ce temps oscille entre 2,5 et 6 jours dans les eaux douces d'une rivière normande en été. Pour les *E.Coli* et dans les mêmes conditions, ce temps est compris entre 1,5 et 4 jours. Le temps de survie des entérocoques, par faible ensoleillement et dans des eaux douces, n'est que de 9,5 heures (Corre *et al.*, 1999 ; Noble *et al.*, 2004).

Dans un souci de minimisation des risques, le Tc choisit afin de limiter la zone correspond au T90 le plus élevé, soit 6 jours, ou environ 140 heures. On estime donc que ce temps est suffisant pour que 90 % de la population des GTCF soit éliminée dans les eaux douces d'une rivière, zone où les conditions de survie semblent plus favorables qu'après épandage sur les terres agricoles, ce qui n'amène donc pas à une sous estimation du risque de contamination de la baignade. La limite de la zone d'étude qui pourra être utilisée est donc la ligne correspondant aux points où le temps de concentration équivaut au temps de transfert des micro-organismes, soit environ 140 heures. Aussi, on peut considérer que moins de 10 % de la pollution microbiologique produite au-delà de cette limite atteindra les eaux de baignade.

Selon Crowther *et al.*, il apparaît inutile de placer la limite de la zone d'étude au-delà de 10 km du site baignade car l'impact du bassin versant sur la qualité des eaux après cette limite est négligeable. Dans certains grands bassins versants, la limite de 10 km peut correspondre à une zone où le temps de concentration est inférieur à 140 heures, dans ces cas là, l'impact polluant étant négligeable après 10 km, la zone d'étude se limitera aux 10 km autour du site (Crowther *et al.*, 2003). La figure 6 reprend toutes les mesures de délimitation des zones d'études.

Figure 6 : Schéma récapitulatif de la délimitation des zones d'études 2 et 3 sur le bassin versant en amont d'un site de baignade.



Dans tous les cas, il ne semble pas nécessaire d'étendre la zone d'étude au-delà d'une ligne de partage des eaux, excepté si de quelque manière que ce soit, les eaux ruisselant au-delà de cette ligne peuvent atteindre le site de baignade. Par exemple lorsque des eaux sont pompées dans une rivière avant d'être amenées jusqu'à la baignade.

3.2.3 Cas particuliers

Avant de recenser les sources potentielles de pollution et d'estimer leur contribution à la dégradation de la qualité de l'eau, il peut-être intéressant de mesurer le bruit de fond de pollution des cours d'eau alimentant la baignade. En effet, certains cours d'eau, de par leur longueur en amont, sont sujets à de nombreux rejets d'eaux usées et il peut arriver que la qualité de leurs eaux en soit altérée, on peut citer par exemple la Loire ou encore la Vilaine dont les embouchures présentent un bruit de fond de contamination microbiologique élevé (Agence de l'eau). Les zones de baignade recevant ces eaux seront donc victime d'une pollution chronique qui peut amener le site à être souvent déclassé en catégorie « C » ou « D » sans une contribution importante du bassin versant compris dans la zone d'étude. Les moyens qui pourraient alors être mis en œuvre pour lutter contre la contamination des eaux de baignade à l'échelle du bassin versant risqueraient d'être inutiles ou peu efficaces.

Il apparaît que les baignades en rivières doivent être traitées d'une manière différente des autres types de baignades. Avant d'étudier ce type de baignade, il semble important de mesurer les relations que possède le site avec les sites situés en amont. Il est plus pertinent d'étudier ces sites en tant qu'ensemble, vu que ce sont les mêmes eaux. Ainsi, deux sites fonctionnant ensemble devraient théoriquement subir la même pollution, dans une plus ou moins grande mesure, à un certain intervalle de temps. Dans le cas d'une liaison entre plusieurs sites, la pollution provenant des sites en amont, il semble logique que ce soit ceux-ci qui fassent l'objet d'une étude en priorité. Lors de l'évaluation de l'efficacité des moyens de lutte qui pourront être proposés, l'impact sur les sites en aval devra être pris en compte afin de justifier ou non une étude les concernant.

3.3 Localisation et recensement des pollutions

Durant la saison balnéaire, la réduction des périodes de pluie a tendance à diminuer le débit des cours d'eau. Dans ces conditions, les sources de pollution les plus proches du site de baignade sont celles qui ont le plus d'influences sur la qualité des eaux, et notamment celles situées dans une bande de 2 km sur le bassin versant en amont de la baignade (Crowther *et al.*, 2003). L'étude se fera donc selon une progression géographique à partir du site de baignade vers les zones les plus éloignées. Ainsi, la zone 1 sera d'abord étudiée, suivie de la zone 2. A ce stade, s'il apparaît que des sources recensées sur ces zones peuvent être à l'origine de la pollution des eaux de baignade, il n'est peut-être pas nécessaire d'aller jusqu'à l'étude de la zone 3.

3.3.1 Etude de la zone 1

La zone 1 comprend le site de baignade et la bande de terre d'une largeur de 200 mètres autour du site. L'étude de cette zone peut faire l'objet d'une observation visuelle, puis d'une vérification sur des cartes géographiques appropriées, comme par exemple le plan du réseau d'assainissement, afin de recenser toutes les activités qui peuvent avoir une influence sur la qualité des eaux. Souvent, cette zone comporte de nombreux bâtiments ou installations qui sont liés à l'activité touristique qui accompagne la baignade, mais il se peut que dans le cas de baignades non aménagées, une toute autre utilisation des berges soit faite.

Dans cette zone, les points importants à vérifier sont par exemple, en matière d'assainissement : la présence de rejets d'eaux usées ou pluviales, le passage de canalisations conduisant ces eaux ou encore la conformité des systèmes d'assainissement individuel des habitations ou autres établissements.

Au niveau de l'utilisation des sols sur les berges, c'est la présence de pâturages et de terres où est pratiqué l'épandage qui doit être vérifié. Enfin, la présence d'animaux sauvages, d'une zone portuaire accueillant des bateaux à moteurs ou encore d'un nombre trop important de baigneurs sont des paramètres qui peuvent expliquer une partie de la contamination des eaux, et qui sont donc à vérifier.

L'étude de la baignade en elle-même est utile à la caractérisation des eaux et au classement du site dans la typologie « eaux courantes » ou « eaux dormantes »⁷. Cette classification se fait essentiellement en fonction de la localisation de la zone fréquentée par les baigneurs par rapport au « couloir de circulation des eaux ». Elle permet par exemple de prendre en compte s'il existe un renouvellement rapide des eaux de baignade ou encore d'estimer leur fragilité vis-à-vis de l'apparition de bloom de cyanobactéries. Des exemples sont montrés dans la figure 8, paragraphe 3.5.1.

3.3.2 Etude de la zone 2

La zone 2 est plus vaste que la zone 1 et son étude doit s'appuyer sur des données cartographiques qui permettront d'abord de repérer les éventuels cours d'eau qui alimentent la baignade, ainsi que les réservoirs tels que des lacs ou des retenues en amont.

Les causes de pollutions potentielles qui peuvent survenir sur le bassin versant peuvent être regroupées en plusieurs composantes qui ont été évoquées dans la partie 2 de ce mémoire : Les systèmes d'assainissements collectifs, les systèmes d'assainissements individuels, les réseaux de collecte des eaux, les activités industrielles, les exploitations agricoles, l'utilisation des terres agricoles, les apports par les baigneurs, les apports par les animaux sauvages, les caractéristiques physiques de la baignade et des cours d'eau en amont, et enfin les facteurs météorologiques.

⁷ Cette classification est expliquée au paragraphe 3.5.1., plus loin dans le mémoire.

Chaque composante peut faire l'objet d'une étude qui vise à recenser les sources éventuelles de pollution et à comprendre leur mode de contamination des eaux de baignade. Le modèle général de ces études comprend trois parties :

- Un recensement brut des sources de pollution,
- Une étude du fonctionnement des composantes,
- Une évaluation des moyens de prévention déjà mis en place et de leur efficacité.

Des indicateurs de pollution ont été déterminés grâce à l'analyse de la transmission des pollutions sur un bassin versant (cf. partie 2 du mémoire) et ont permis d'établir une liste de points critiques qu'il conviendra de vérifier lors d'enquêtes ou de visites sur le terrain. Ces indicateurs sont des paramètres qui expriment au mieux le risque d'une contamination des eaux et du milieu naturel.

Un exemple du cahier des charges qui regroupe les points critiques à vérifier pour chaque composante sur le bassin versant est présenté en annexe 7.

3.3.3 Etude de la zone 3

L'étude de cette zone peut ne pas être nécessaire dans les cas où des liens évidents auront été mis en valeur entre certaines sources recensées dans les zones 1 ou 2 et les pollutions qui ont conduits au déclassement des sites de baignade. Mais, bien que l'impact que peut avoir cette zone reste mineur par rapport aux autres zones (Crowther *et al*, 2003), son étude peut rester intéressante dans le cadre de la prévention d'autres risques potentiels de pollution.

L'étendue de cette troisième zone pouvant être très importante, il pourra être pratique de la diviser en sous zones. Chacun des ces sous bassin peut contribuer à l'apport d'une quantité d'eau au site de baignade par l'intermédiaire d'un cours d'eau et peut donc être responsable d'une contamination des eaux de baignade dans une plus ou moins grande proportion. La mesure d'un apport d'eau moyen correspondant à chaque zone autorisera donc leur hiérarchisation selon la probabilité qu'elles auront à polluer la baignade. Cette mesure peut par exemple s'exprimer en pourcentage d'eau apportée au site de baignade par rapport à l'apport total de la zone 3 Elle permet d'instaurer une priorité dans les études de ces sous zones, qui se feront de la même manière que pour la zone 2.

3.3.4 Exemple de la baignade de Lavaré

La méthode qui est ici décrite n'a pas été directement appliquée à la baignade de Lavaré. Les résultats présentés sont issus d'une enquête qui a été réalisée suite au déclassement en « C » de cette baignade, en 2001, selon le même principe.

Le lieu de baignade est un étang alimenté par un unique ruisseau. Les coordonnées Lambert de la baignade sont : X= 474,7 et Y= 2341,7. L'étude du bassin versant a permis de recenser les sources potentielles de pollution suivantes :

- Un élevage de porcs en plein air est présent sur les bords du cours d'eau alimentant la baignade. Le cheptel compte 60 têtes. Le terrain où se trouvent les animaux

présente une certaine pente et une parcelle enherbée de 40 mètres de large préserve le ruisseau d'éventuels ruissellements.

- Deux poulaillers industriels sont présents sur les bords du même cours d'eau. Des parcelles utilisées pour l'épandage des fumiers sont situées à proximité.
- Plus en amont, des bovins en pâture ont accès au cours d'eau pour s'abreuver
- Un abreuvoir situé sur un terrain pentu bordant le cours d'eau est la cause de regroupements d'animaux en un point proche des berges.
- De nombreuses habitations situées à proximité du ruisseau possèdent des systèmes d'assainissement individuels dont le fonctionnement et la conformité n'ont pas été étudiés.
- Un terrain où se pratiquent des courses de rally-cross est présent en amont de la baignade. L'évacuation des eaux provenant de l'aire de lavage des voitures se fait dans un fossé sans prétraitement.

Après le repérage des sources potentielles de pollution, leur analyse doit permettre d'évaluer leur probabilité de pollution des eaux de la baignade étudiée et/ou d'estimer leur impact sur la qualité des eaux, ainsi que sur le milieu naturel.

3.4 Indicateurs de pollutions :

Ce paragraphe illustre les points critiques à vérifier et qui sont présentés en annexe 7.

3.4.1 Etude de l'environnement du site de baignade

Les cours d'eau qui alimentent la baignade doivent faire l'objet d'enquêtes et de visites afin de permettre l'établissement d'un profil pour chacun d'entre eux. Des mesures de concentration en GTCF peuvent orienter les études vers les zones les plus polluantes. L'existence ou non de certaines structures ou bien de certains aménagements peut influencer directement la pollution des eaux de baignade. Leur présence doit permettre d'orienter les études vers les causes de pollution les plus probables.

3.4.2 Etude des réseaux de collecte des eaux usées et pluviales

Une étude du plan de zonage des différents secteurs étudiés doit permettre d'identifier les parties reliées à des réseaux unitaires et celles reliées à des réseaux séparatifs, ainsi que de recenser les STEP, postes de relevages et déversoirs d'eaux pluviales. Les plans de zonage sont en général disponibles en mairie lorsqu'ils existent, ou auprès du maître d'œuvre ayant réalisé les travaux.

Les capacités d'un réseau unitaire à accepter l'excédent d'eaux pluviales doivent être évaluées en tenant compte des plus fortes précipitations reçues dans la zone reliée, le réseau devrait être capable de tolérer des débits importants correspondant à de forts orages. Les capacités de traitement des STEP, ou de refoulement des postes de relevage sont également à vérifier. Elles doivent être suffisantes afin d'écartier tout risque de débordement ou de déversement vers le milieu naturel. Dans le cas où ces capacités ne seraient pas suffisantes lors des débits de pointe, la présence de bassins d'orages permet

de stocker l'excédent d'effluent à traiter. La localisation de ces bassins joue un rôle important dans la prévention d'une contamination des eaux réceptrices, le mieux est qu'ils soient situés près des points où sont susceptibles de se produire des débordements, par exemple à proximité des déversoirs d'orages.

Une étude de l'historique des problèmes rencontrés sur les réseaux peut aider à orienter l'étude plutôt sur des sites ne fonctionnant pas bien et peut renseigner sur la nature de ces problèmes. Par exemple, les pompes des postes de relevage peuvent subir des dysfonctionnements ou des pannes, dans ce cas, les effluents sont passés en trop plein et sont directement rejetés vers le milieu naturel. Ce type d'incident étant relevé par les exploitants des STEP, une prise de contact avec le personnel peut permettre d'obtenir les données nécessaires.

Les déversoirs d'eaux de pluie doivent subir une vérification de leurs débits par temps sec afin d'identifier les fuites du réseau d'eaux usées vers le réseau d'eaux pluviales. Des rejets suspects peuvent faire l'objet d'un test simple de traçage déjà utilisé par quelques DDASS. Il s'agit de déverser un traceur (en général un colorant) dans le réseau d'eaux usées afin de localiser le (ou les) points de rejet des effluents.

Les moyens de prévention existant doivent faire l'objet d'un recensement afin de classer les causes possibles de pollution selon leur probabilité de contamination des eaux de baignade. Par exemple, l'existence de bassins d'orages ou de stockage du trop plein d'eau, ou l'installation d'un système de vidéo surveillance sur les installations peut limiter les conséquences d'une panne ou d'un dysfonctionnement.

3.4.3 Etude des systèmes d'assainissement collectif

Cette partie de l'étude pourra se faire en même temps que l'étude des réseaux de collecte des eaux.

Après le recensement des points de rejets traités ainsi que de ceux non traités. Les capacités des systèmes d'assainissement devront être évaluées afin d'estimer si elles sont suffisantes par rapport à la population reliée au réseau et si elles permettent un traitement optimal de l'effluent. L'efficacité du traitement doit aussi être mesurée, cela peut par exemple se faire en mesurant l'abattement effectif de la charge des effluents⁸.

Les conditions dans lesquelles se fait le rejet vers le milieu naturel devront également être prises en compte, la dispersion et la dilution sont des paramètres qui peuvent influencer la concentration en polluants des eaux réceptrices et ainsi la contamination des sites de baignade.

Enfin, le recensement des moyens de prévention de contamination du milieu naturel mis en place, comme par exemple l'existence d'un traitement tertiaire, d'une désinfection des effluents ou encore de tout autre mesure permettant d'éviter de rejeter un effluent trop chargé en polluants, permettra de fournir des éléments quant au risque de pollution des

⁸ Lors de la mesure de l'abattement, il est important de prendre en compte le temps de séjour de l'effluent au sein de la STEP afin de ne pas introduire un biais qui serait lié à des fluctuations de la charge en polluants.

eaux de baignade. Les rejets non traités pourront faire l'objet de ces mesures afin de justifier ou non la mise en place rapide d'un traitement adapté.

Une étude de l'historique des incidents rencontrés lors du fonctionnement des STEP permettra aussi de cibler l'étude sur les problèmes ayant probablement déjà été responsables d'une pollution des eaux de baignade. De nombreuses données sont disponibles au SATESE, organisme chargé du suivi des rejets des STEP dans le milieu naturel.

3.4.4 Etude des systèmes d'assainissement non collectif

Une étude de zonage d'assainissement doit permettre de révéler les installations non conformes où l'épuration des eaux domestiques est par exemple réalisée par une simple fosse septique non suivie d'une infiltration dans le sol, ou encore des rejets directs vers le milieu naturel. Ce type de rejet peut participer à l'élévation du bruit de fond de contamination microbiologique des eaux. Ce type d'étude a quelquefois été réalisé par les collectivités locales.

3.4.5 Etude des élevages et exploitations agricoles

Les exploitations agricoles sont des ensembles complexes qui doivent faire l'objet d'une étude au cas par cas. Tout d'abord, le recensement des exploitations devra être suivi de l'obtention de données concernant leur taille et le type d'animaux présents, ceci afin d'évaluer les quantités de fumiers ou lisiers qui sont potentiellement manipulées chaque jour. Ceci peut se faire avec l'aide des DSV en ce qui concerne les installations classées (ICPE). Le lien entre ces installations et le plus proche cours d'eau pouvant conduire les effluents d'élevages jusqu'au site de baignade devra faire l'objet d'une étude approfondie où seront notamment relevés la présence d'un rejet visible ou des traces de ce rejet, la distance et le coefficient de ruissellement du terrain. Cette étude pourra se dérouler par temps de pluie ou plutôt lors du lavage de certaines zones de l'exploitation.

Les capacités de stockage des effluents devront être vérifiées afin de s'assurer quelles sont suffisantes pour éviter tout débordement, et qu'elles permettent des temps de stockage autorisant une bonne désinfection naturelle des effluents. L'étanchéité des fosses doit être un paramètre qui doit être continuellement vérifié.

Comme dans les autres parties de l'étude, le recensement des moyens de prévention existant est nécessaire. Dans ce cas, ces moyens peuvent être l'existence d'un point bas de collecte des eaux souillées, l'imperméabilisation des zones où sont présents les animaux où des zones où sont manipulés les déjections animales, l'existence d'un toit sur les fosses à lisier ou à fumier afin d'éviter un débordement du à des apports d'eaux pluviales.

3.4.6 Etude de l'exploitation des terres agricoles

Ces zones devront également faire l'objet d'un recensement dans le but de délimiter les zones de pâturage et les zones où est pratiqué l'épandage. Un regroupement des parcelles en secteurs présentant les mêmes caractéristiques pourra être réalisé dans

l'optique de rendre l'étude plus facile. Le coefficient de ruissellement de ces secteurs ainsi que le temps de fréquentation des secteurs par les animaux, la densité de ces animaux, la périodicité de l'épandage et les quantités épandues sont des paramètres qui permettront de les hiérarchiser afin de mettre en évidence ceux présentant le plus de risque de pollution des eaux. Les moyens déjà mis en place afin d'éviter ces pollutions sont des facteurs dont il faut tenir compte pour effectuer cette hiérarchisation.

3.4.7 Etude des facteurs météorologiques

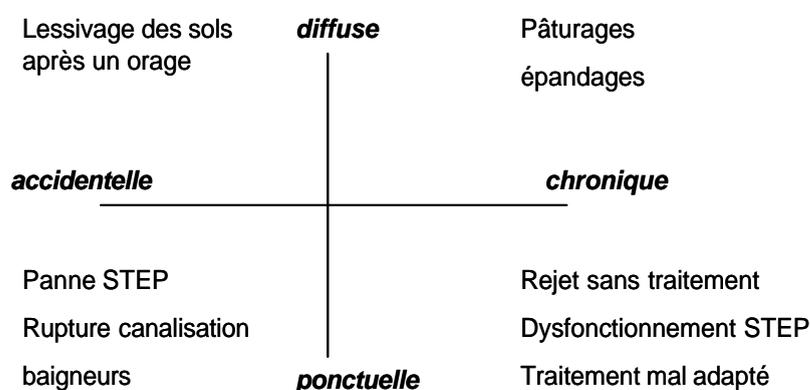
Les facteurs météorologiques forment une composante particulière car ils peuvent influencer un bon nombre de modes de transmission des pollutions. Ils peuvent accentuer l'importance d'une pollution déjà présente. Par exemple, dans le cas d'une faible pollution chronique d'origine agricole, la pluviométrie sera le paramètre qui influencera le ruissellement et augmentera donc la quantité de germes disséminée dans les eaux du milieu naturel. Il apparaît important de toujours vérifier si l'apparition d'une pollution est liée aux conditions météorologiques. Ceci peut par exemple se faire en recherchant les corrélations qui existent entre les taux de précipitations enregistrés et les dates d'apparitions des pollutions.

Après le recensement de toutes les causes éventuelles de pollution présentes dans les zones d'études, la caractérisation du type des pollutions dont a été victime le site de baignade permettra de définir un profil de baignade.

3.5 Caractérisation des pollutions

Toutes les causes de pollution recensées par les DDASS peuvent se répartir en 4 catégories selon deux paramètres, l'étendue de la source (ponctuelle/diffuse) et la fréquence de pollution (accidentelle/chronique). La figure 7 représente schématiquement cette répartition.

Figure 7 : Répartition des causes de pollution selon l'étendue de leur source et leur fréquence d'apparition.

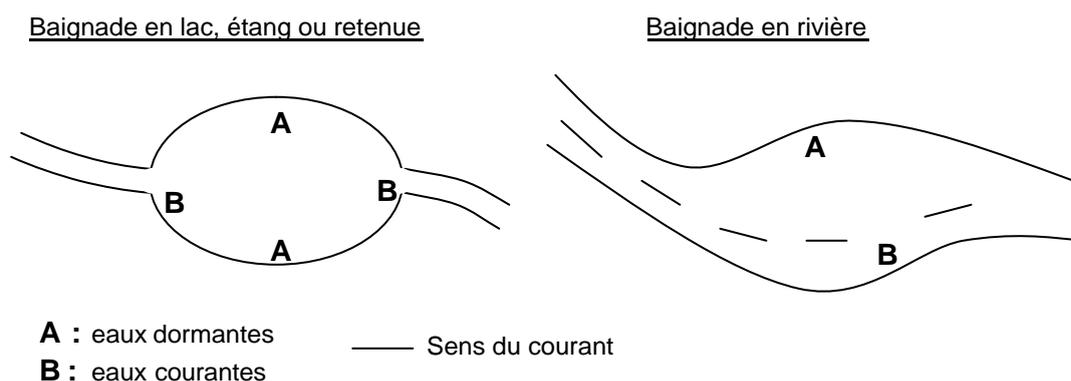


3.5.1 Typologie de baignade

Après la localisation géographique des sites de baignade concernés, l'utilisation du logiciel de consultation de données géographiques Arc Explorer a permis d'identifier leur environnement. Ce logiciel ne présente malheureusement pas une liste exhaustive des points de rejets des eaux résiduaires bien que certains soient tout de même localisés. L'étude des données SISE⁹ Baignade fournies par les DDASS et concernant les sites en eaux douces du bassin Loire Bretagne n'a pas permis de faire de distinctions majeures entre les sites eux-mêmes. Différentes pollutions ont pu être observées pour un même site à différents stades d'avancement des saisons balnéaires, mais aucune relation simple et évidente n'a pu être déterminée entre l'environnement du site et la pollution dont il était victime, simplement à partir de ces données.

Cependant, tous les sites de baignade ne fonctionnent pas de la même manière, ne serait-ce que d'un point de vue hydraulique. Il semble donc pertinent, à priori, d'approcher de manière différente les baignades s'effectuant en rivières «eaux courantes », et les baignades s'effectuant dans des plans d'eau, étangs, lacs ou retenues, « eaux dormantes ». Cette séparation se justifie par des différences de configuration physique assez importante entre ces deux types de sites et par les différentes stratégies de gestion des pollutions qui pourront être construites pour chacune de ces catégories. Il peut toutefois exister des cas particuliers de baignade en rivière qui appartiennent à la typologie « eaux dormantes », c'est pourquoi d'une manière générale, lorsque l'effet de la circulation des eaux due à l'écoulement amont/aval n'est pas détectable, la baignade sera classée dans la typologie « eaux dormantes ». La figure 8 résume ce classement.

Figure 8 : Influence du courant et de la localisation de la zone de baignade sur le classement selon les typologies eaux dormantes/eaux courantes.



⁹ Les données SISE baignade regroupent tous les paramètres qui ont été vérifiés lors de la surveillance sanitaire des baignades organisée par les DDASS, dont les mesures des concentrations en GTCF.

3.5.2 Principe de la caractérisation

La méthode de classement des sites de baignade par les DDASS à cela de particulier que dans le cas où une forte contamination microbiologique accidentelle se produise sur un site habituellement non pollué, elle peut conduire à classer ce site en catégorie « C » à la fin de la saison balnéaire. En effet, pour atteindre le seuil de 5% des prélèvements dépassant les normes impératives, une seule valeur hors norme sur les 6 généralement obtenues par site chaque année peut suffire. Un site régulièrement pollué pourra être classé au même rang. Cette méthode de classement ne permet donc pas de bien caractériser la pollution dont est victime le site de baignade en terme de chronicité.

La détermination du niveau du bruit de fond de la contamination microbiologique peut permettre d'estimer le caractère accidentel ou chronique de la pollution, tout comme l'ordre de grandeur de la valeur ayant entraînée le déclassement du site renseigne sur l'intensité de la vague de pollution. Par exemple, le bruit de fond très bas d'un site de baignade pourtant classé « C » reflétera plutôt un site victime d'une pollution accidentelle assez forte ; à l'inverse, un bruit de fond assez élevé avec une ou deux faibles valeurs déclassantes traduira plutôt un site victime d'une pollution plutôt étalée dans le temps ou chronique.

Cette méthode d'approche des sites permet de déterminer un profil de baignade, c'est-à-dire de caractériser le type de pollution dont ils sont victimes, en terme de chronicité.

3.5.3 Analyse statistique

L'étude statistique pourra se dérouler avec les résultats des prélèvements réalisés durant les quatre dernières années. Ceci a pour avantages de permettre une meilleure estimation de la pollution moyenne de chaque site (20 valeurs en général au lieu de 5 ou 6 pour une année) et d'intégrer au calcul les variations du contexte environnemental durant cette période. L'idéal serait de suivre une baignade sur une durée d'étude comprenant une saison balnéaire entière, en réalisant des prélèvements d'eau d'une manière plus fréquente que lors de la surveillance réglementaire habituelle. Ceci a été le cas du site de Lavaré en 2002, c'est pourquoi il a été choisi comme exemple.

Afin d'estimer le bruit de fond de la pollution d'un site de baignade, le calcul de la moyenne des concentrations de chacun des GTCF ne suffirait pas et serait obligatoirement surestimé par la ou les plus fortes valeur qui ont entraînés le déclassement. Il s'agit alors de faire abstraction de cette ou de ces valeurs dans le but de comprendre comment serait pollué la baignade en l'absence des pics de pollution.

Les valeurs logarithmiques décimales des concentrations en GTCF sont calculées afin de rapprocher leur distribution de la loi normale. A partir de la moyenne arithmétique, un intervalle de confiance à 95% est calculé, le détail du calcul est présenté en annexe 4. Le but est de déterminer la valeur supérieure de cet intervalle, au dessus de laquelle on peut considérer que les concentrations en germes sont significativement différentes de la moyenne¹⁰, et ne reflètent donc pas la contamination microbiologique de fond de la

¹⁰ Autrement appelée valeur au 95^e centile.

baignade. Cette valeur obtenue, les valeurs inférieures pourront être utilisées pour l'estimation du bruit de fond (valeurs «bruit de fond»), les valeurs supérieures pour déterminer l'intensité de la vague de pollution dont a été victime le site (valeurs « pic de pollution »).

A) Estimation du bruit de fond

Afin d'estimer le niveau du bruit de fond de la contamination microbiologique d'un site de baignade, une comparaison avec les niveaux de pollution relevés sur des sites régulièrement classés « A » est effectuée. Cette comparaison se base sur un test du Khi2. La liste des sites sélectionnés classés « A » et les années de sélection sont présentés en annexe 5.

Les valeurs logarithmiques décimales des résultats des prélèvements réalisés sur les sites classés « A » sont calculées et regroupées au sein de classes. Ce regroupement a d'abord été effectué avec le logiciel Excel, puis un ajustement a été réalisé afin de limiter le nombre de classe. Au total, 258 résultats d'analyses microbiologiques ont été répartis en 5 classes pour les paramètres coliformes totaux et *E.coli*, et en 4 classes pour les streptocoques fécaux. Les bornes de ces classes sont présentées dans le tableau 10 :

Tableau 10: Bornes inférieures des classes de répartition des résultats des analyses microbiologiques de l'eau. Calculées à partir des données SISE Baignades de sites de baignade classés « A ».

	Coliformes totaux/100ml	<i>E.coli</i>/100ml	Streptocoques fécaux/100ml	
Classe I	0	0	0	Ces valeurs sont incluses dans la classe inférieure. Exemple : la valeur 15 appartient à la classe I des streptocoques fécaux.
Classe II	65	22	15	
Classe III	200	43	30	
Classe IV	423	81	81	
Classe V	894	232	-	

On considère que les valeurs utilisées sont toutes des valeurs «bruit de fond» étant donné le classement en «A» des baignades. Les effectifs de chaque classe reflètent ainsi la répartition des résultats d'analyses pour une eau de bonne qualité. Ces effectifs sont présentés dans le tableau 11 :

Tableau 11 : Répartition des résultats des analyses de l'eau des sites « A », exprimés en effectif et en pourcentage.

	Coliformes totaux		<i>E. coli</i>		Streptocoques fécaux	
Classe I	39	15,10%	137	53,10 %	228	88,40 %
Classe II	136	52,70%	47	18,20 %	14	5,40 %
Classe III	69	26,70%	50	19,40 %	13	5 %
Classe IV	11	4,30%	21	8,10 %	3	1,20 %
Classe V	3	1,20%	3	1,20 %	-	-
Total	258	100 %	258	100 %	258	100 %

Les valeurs «bruit de fond» du site à analyser sont réparties selon les mêmes classes afin d'obtenir la distribution observée pour chacun des GTCF. La distribution théorique

des résultats est ensuite calculée, comme si le site correspondait à un site « A », grâce aux pourcentages¹¹ présentés dans le tableau 11. Les deux distributions sont comparées grâce au test du khi2 : si la valeur du Khi2 observé est supérieure à celle du khi2 théorique, il est impossible de conclure que le bruit de fond de la baignade observée correspond au bruit de fond d'un site présentant des eaux de bonne qualité. Le site est donc susceptible d'être victime d'une pollution chronique.

B) Estimation de l'intensité du pic de pollution

La moyenne des valeurs « bruit de fond » ayant été calculée, la différence entre cette moyenne et les valeurs « pic de pollution » peut permettre d'évaluer l'intensité de la vague de pollution qui a entraînée le déclassement de la baignade. Cette différence peut par exemple être exprimée par rapport à la norme guide ou à la norme impérative afin de comparer l'intensité de la pollution entre chaque site pollué.

C) Exemple du site de Lavaré en Sarthe (72)

L'exploitation statistique des données SISE Baignade du site de Lavaré a permis de déterminer les valeurs « bruit de fond » et les valeurs « pic de pollution » parmi les résultats de 37 analyses disponibles sur la période 2000-2003. Ces valeurs sont présentées en annexe 6. Le tableau 12 résume les étapes du calcul de la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne.

Tableau 12 : Etude statistique des données SISE baignade obtenues pour le site de Lavaré en Sarthe (72).

	coliformes totaux	<i>E.coli</i>	streptocoques fécaux
nombre de valeur	37	37	37
étendue	de 2 à 1500	de 15 à 2860	de 15 à 1230
moyenne géométrique	61,8	29,5	27,1
borne supérieure à 95%	656	211	150
<i>étendue</i>	<i>de 0,301 à 3,176</i>	<i>de 0,176 à 3,428</i>	<i>de 0,176 à 3,090</i>
<i>moyenne arithmétique</i>	<i>1,791</i>	<i>1,47</i>	<i>1,433</i>
<i>écart type</i>	<i>0,622</i>	<i>0,518</i>	<i>0,45</i>
<i>borne supérieure à 95%</i>	<i>2,817</i>	<i>2,325</i>	<i>2,175</i>

Les données en *italique* sont des valeurs log10 transformées, la moyenne géométrique est obtenue en calculant l'antilog de la moyenne arithmétique.

Les valeurs « bruits de fonds » sont réparties dans les classes afin de créer la distribution observée. Ensuite, la distribution théorique du site est calculée, comme si celui-ci correspondait au profil des sites classés « A » utilisés pour déterminer les classes de valeurs ci-dessus.

Les effectifs théoriques doivent toujours être supérieurs ou égaux à 5. Dans le cas du site de Lavaré, il est donc nécessaire de regrouper certaines classes entre elles. Pour les coliformes totaux et les *E.coli*, les classes III et IV ont été regroupées dans la classe C. Pour les streptocoques fécaux, ce sont les classes II, III et IV qui ont été regroupées au

¹¹ Le pourcentage est appliqué au nombre total de prélèvements concernant le site à analyser, sur la même période afin d'obtenir la distribution théorique.

sein de la classe B. Bien que cela n'ai pas été suffisant, le calcul d'un khi2 observé a tout de même été effectué. Ces calculs sont présentés dans le tableau 13 :

Tableau 13 : Présentation du calcul du Khi2 observé pour chacun des groupes de GTCF.

		Coliformes totaux		<i>E.coli</i>		Streptocoques fécaux	
		Effectifs observés	Effectifs théoriques	Effectifs observés	Effectifs théoriques	Effectifs observés	Effectifs théoriques
Avant regroupement	Classe I	19	5	23	18	25	30
	Classe II	11	19	5	6	1	2
	Classe III	4	9	4	7	5	2
	Classe IV	1	2	2	3	3	0
	Classe V	0	0	0	0	-	-
Total		35	35	34	34	34	34
Après regroupement des classes	Classe A	19	5	23	18	25	30
	Classe B	11	19	5	6	9	4
	Classe C	5	11	6	10	-	-
	Total	35	35	34	34	34	34
Khi2 observé		45,84		3,15		7,08	

Pour les CT et les *E.coli*, la valeur du Khi2 théorique, à 2 degrés de libertés (ddl)¹², est de 5,99 pour un risque d'erreur acceptable de 5 %. La valeur observée de 45,84 est donc supérieure pour les CT, et celle de 3,15 est inférieure pour les *E.coli*.

Pour les SF, cette valeur, à 1 ddl, est de 3,84 pour un risque d'erreur de 5 %. La valeur observée de 7,08 est supérieure.

On peut donc rejeter l'hypothèse que les distributions des résultats d'analyses des CT et des SF soient les mêmes que celles des sites de type « A ». En revanche, pour les *E.coli*, on ne peut pas rejeter l'hypothèse que la distribution des résultats d'analyses soit la même que celle des sites de type « A ».

Concernant l'estimation de l'intensité des vagues de pollution, l'utilisation des valeurs « pic de pollution » est résumé dans le tableau 14 :

Tableau 14 : Interprétation des valeurs « pic de pollution » du site de Lavaré.

	Valeurs "pic de pollution" germes/100ml	Moyenne des valeurs "bruit de fond" germes/100ml	différence	expression de la différence en fonction de la valeur guide	expression de la différence en fonction de la valeur impérative
Coliformes totaux	1200	48	1152	2,3	0,12
	1500		1452	2,9	0,15
E.coli	340	22	318	3,2	0,16
	470		448	4,5	0,22
	2680		2658	26,6	1,33
Streptocoques fécaux	160	22	138	1,4	-
	230		208	2,1	-
	1230		1208	12,1	-

¹² Valeur théorique du khi2 obtenue à partir de tables. Le ddl est le nombre de classes moins 1.

D) Interprétation :

La distribution des CT et des SF ne semble pas ressembler à celle des sites de type « A » qui ont été sélectionnés. Toutefois, il est important de remarquer que concernant les CT, les effectifs observés dans la classe I (classe qui regroupe les concentrations de CT les plus faibles) sont plus importants pour le site étudié que les effectifs théoriques qui correspondrait à ceux d'un site « A », (cf. tableau 13). Il semble donc qu'il y ait eu plus de prélèvements présentant une faible concentration en CT sur le site de Lavaré que sur les sites « A » sélectionnés. Ceci exprimerait le fait que les eaux du site de Lavaré seraient de meilleure qualité que les eaux des sites « A » sélectionnés, en ce qui concerne le paramètre coliforme totaux.

La sélection des sites « A » s'est faite selon la disponibilité des données. La majorité de celles-ci provient de la DDASS de la Haute-Vienne et ne représente donc qu'un seul département. Le biais introduit dans la représentativité des sites « A » en général mérite donc d'être corrigé en tenant compte d'un nombre largement supérieur de sites au niveau national. Cela sera nécessaire à une plus grande fiabilité de cette méthode d'analyse.

La valeur qui a conduit au déclassement de ce site en classe « C » est la valeur de 2680 *E.coli*/100 ml relevée le 03 août 2001. Cette valeur représente 1,33 fois la valeur impérative. L'étude du bruit de fond de la contamination par *E.coli* montre qu'il correspond plutôt à celui des sites de type « A ». Il n'existe donc pas, a priori, de pollution chronique pour le paramètre *E.coli* sur le site de Lavaré.

En revanche, une contamination chronique du site par les streptocoques fécaux ne peut pas être rejetée. L'évaluation de l'intensité des pollutions montre trois fortes valeurs relevées pour les SF dont une représente plus de 12 fois la valeur guide pour ce paramètre¹³, également le 03 août 2001.

Il semble donc que ce soit une pollution accidentelle qui a eu lieu début août 2001 et qui a conduit au déclassement du site de baignade de Lavaré. La faible pollution chronique par les SF suggère une pollution d'origine agricole de faible intensité. La liaison qui existe entre les fortes valeurs des paramètres SF et *E.coli* relevées le 03 août peut laisser supposer une augmentation du flux de pollution de la même source d'origine agricole, qui pourrait être la conséquence d'un lessivage des sols après un épandage. Ceci pourrait être confirmé par une comparaison avec les données météorologiques disponibles.

Aussi, les deux valeurs « pic de pollution » pour le paramètre CT sont liées aux deux premières valeurs pour le paramètre *E.coli*, et à une valeur pour les SF (1500 CT/100ml ; 470 *E.coli*/100 ml et 230 SF/100ml le 05 juillet 2000, puis 1200 CT/100 ml et 340 *E.coli*/100ml le 25 juillet 2000). Les fortes valeurs du paramètre CT, associées aux deux autres indicateurs de contamination fécale peuvent, par exemple, laisser suggérer des dysfonctionnements au niveau des systèmes d'assainissement par exemple.

¹³ La valeur guide pour les streptocoques fécaux est de 100 germes/100 ml.

Une comparaison de ce profil de baignade avec les sources recensées lors de l'enquête réalisée par la DDASS peut alors être menée. Il semble que parmi les 4 sources possibles de pollution agricole, toutes peuvent être à l'origine de la faible contamination chronique de l'eau de baignade par les SF. Toutefois, la présence d'une bande en herbe entre l'élevage de porc et le cours d'eau qui alimente la baignade est un facteur qui peut laisser entendre que les trois autres sources de pollution peuvent jouer un rôle plus important dans la contamination des eaux.

Une analyse des facteurs météorologiques permettrait de mettre en évidence ou de réfuter une influence de la pluviométrie. Si la pluviométrie du 01 ou du 02 août 2001 est particulièrement élevée, l'épandage à proximité des poulaillers ou bien l'élevage de porcs en plein air sont deux sources potentiellement responsables de la pollution et du déclassement du site. Dans le cas contraire, la contamination des eaux par les fèces des bovins qui ont accès au cours d'eau pourrait être la cause de la pollution.

Dans le cas de la baignade de Lavaré, il semble prioritaire de lutter contre les pollutions d'origines agricoles qui contaminent d'une manière chronique les eaux de baignade, et qui peuvent occasionnellement entraîner un déclassement du site.

Des moyens de lutte qui pourraient être proposés sont par exemple la mise en place de clôtures afin que les bovins ne contaminent plus les eaux du cours d'eau en amont, l'installation d'une zone tampon entre les terrains d'épandage ou d'élevages et ce même cours d'eau. Selon les conditions de terrain, cette zone pourrait être drainée afin d'amener les rejets vers un lagunage ou de retenir l'excès de germes qui serait apportés dans le cas de forts ruissellements. On peut également envisager le déplacement du point d'eau où se regroupe un bon nombre de bovins, l'installation d'une zone imperméabilisée avec un point bas autorisant le recueillement des eaux autour de ce point et permettant ainsi d'amener celles-ci vers un bassin de décantation avant d'être rejetées.

4 DISCUSSION

4.1 Discussion sur la surveillance des baignades

Le contrôle sanitaire des baignades organisé par les DDASS ne permet pas un suivi précis de l'évolution de la qualité de l'eau du fait du nombre relativement faible de prélèvements qui sont réalisés pour chacun des sites. De ce fait, le classement qui est réalisé en fin de saison balnéaire ne reflète pas vraiment un niveau de risque sanitaire auquel sont exposés les baigneurs, mais plutôt les efforts qui ont été réalisés par les collectivités locales pour la maîtrise de différents rejets vers le milieu naturel. Des analyses d'eau plus nombreuses et plus fréquentes permettrait certainement d'améliorer la représentativité de ce classement. Elles autoriseraient une meilleure compréhension des pollutions et permettraient un suivi des baignades beaucoup plus fiable.

La proposition de nouvelle directive baignade semble prendre en compte les résultats de nombreuses études épidémiologiques en ne choisissant de conserver que deux indicateurs de contamination fécale qui sont les *E.coli* et les streptocoques fécaux (ou entérocoques intestinaux). Bien que le risque relatif d'apparition de troubles de la santé hautement crédibles attribuable à la baignade dans des eaux où la concentration en entérovirus est de 100/100 ml soit supérieur à 5, aucune mesure de la concentration en virus dans l'eau n'est aujourd'hui effectuée. Ceci est dû en partie à la difficulté que présente le choix d'un indicateur fiable exprimant cette concentration.

La surveillance des baignades présente également ses limites en ce qui concerne les germes d'origines naturelles dont les concentrations ne sont bien souvent pas corrélées avec celles des GTCF. Ce sont les conditions de développement de ces micro-organismes qui doivent être maîtrisées afin d'assurer aux baigneurs un risque d'infection faible. On peut par exemple contrôler la température des eaux rejetées par les centrales nucléaires afin de prévenir un développement massif d'amibes dans les eaux de baignade en aval.

4.2 Discussion sur la méthode proposée

La détermination des profils de baignade et la caractérisation des pollutions dont ont été victimes les sites de baignade demande une certaine amélioration. Afin de comparer le bruit de fond observé pour un site de baignade avec ceux observés pour des sites non pollués, ou de type «A», il sera nécessaire d'obtenir un nombre plus important de données concernant des sites habituellement classés «A». Ceci demandera une collecte de renseignements au niveau national auprès des DDASS. La méthode pourrait même encore être améliorée par la création d'un profil de site «A» pour chacune des régions du bassin Loire Bretagne afin de tenir compte de possibles disparités entre l'amont et l'aval du bassin. Une fois ces profils créés, la méthode sera applicable à n'importe quel site de baignade en eaux douces, et plus rapidement.

Le test du khi2 proposé n'est utilisable que lorsque les classes théoriques, calculées à partir des données provenant de sites classés « A », présentent des effectifs au moins égaux à 5. Chaque étude demandera alors un nombre élevé de prélèvements d'eau sur le site de baignade. C'est pourquoi afin de fiabiliser cette méthode, il apparaît nécessaire de suivre les sites étudiés sur une ou plusieurs saisons balnéaires, en effectuant des prélèvements supplémentaires par rapport à ceux réalisés par les DDASS.

La mise en place de la nouvelle directive baignade et l'apparition de normes plus contraignantes vont contraindre les collectivités locales à tenir compte des pollutions chroniques de plus faible intensité comme les pollutions diffuses agricoles. Il apparaît donc nécessaire de lutter contre toutes les sources potentielles de pollution des eaux de baignade, à plus ou moins long terme.

La méthode proposée présente ainsi l'avantage de recenser toutes les sources éventuelles de pollution des eaux de baignade. Elle vise une comparaison entre le profil de pollution des baignades et les sources recensées sur le bassin versant en amont. Elle permet de hiérarchiser les sources de pollution selon leur probabilité à être responsable du déclassement de la baignade, puis d'identifier les autres sources qui présentent un risque de contamination des eaux.

Ceci permettra aux bureaux d'études de proposer un échancier de lutte contre les pollutions. Il pourra d'abord viser une récupération rapide d'une bonne qualité des eaux de baignade en proposant des mesures curatives, puis une amélioration continue et durable de cette qualité en proposant des mesures de préventions. Pour chaque moyen de lutte qui sera proposé, ce sont des critères d'objectifs à atteindre, de facilité de mise en place et de coût économique qui doivent être expliqués afin de permettre aux collectivités locales de faire leur choix.

Globalement, cette méthode demande d'être expérimentée sur un nombre important de sites afin d'être améliorée. Elle doit être le premier stade d'une approche globale des bassins versants qui vise à la compréhension des mécanismes de contamination des baignades en eaux douces.

CONCLUSION

La lutte contre les pollutions des sites de baignade en eaux douces s'est organisée autour de l'amélioration du classement des sites non conformes à la législation européenne de 1976, c'est-à-dire les sites classés dans les catégories « C » ou « D ». Cette législation fait aujourd'hui l'objet d'une refonte complète car malgré les bonnes intentions de l'époque afin de maîtriser la qualité des eaux et de rendre plus acceptable le risque sanitaire lors de la pratique d'activités en eaux douces, les valeurs limites ne s'appuyaient sur aucun fondement sanitaire ou épidémiologique. Le but était alors plutôt d'atteindre un bon niveau de qualité des eaux en responsabilisant les acteurs et en les contraignant à modifier les impacts qu'ils avaient sur cette qualité.

L'organisation actuelle de la surveillance de la qualité de l'eau des baignades conduit à classer les baignades annuellement sur la base d'une méthode qui ne traduit pas vraiment la réalité des pollutions accidentelles ou les variations des concentrations en micro-organismes dans l'eau. Le classement sur plusieurs années des sites de baignade reflète alors plus les efforts qui ont été faits pour limiter les pollutions, en terme de mise en place de mesures curatives par exemple, plutôt que les risques sanitaires auxquels sont exposés les populations de baigneurs.

De nombreuses études épidémiologiques et analyses d'études ont été réalisées dans les 15 dernières années. Elles ont fait apparaître les liens qu'il existe entre une mauvaise qualité des eaux et l'apparition de troubles de la santé chez les baigneurs et ont proposé des valeurs seuils beaucoup plus contraignantes que celles actuellement en vigueur. Ceci a conduit à un durcissement des normes qui seront prochainement adoptées. L'enjeu n'est donc plus de lutter contre la pollution ayant entraînée le déclassement du site de baignade mais bien d'organiser un plan de lutte contre toutes les sources de pollution dans le cadre d'un développement durable de l'activité liée à la baignade.

Aussi, les enjeux économiques et touristiques sont devenus tels qu'il existe, aujourd'hui, une réelle demande de la part des collectivités locales pour la mise en place d'un plan de protection de leurs eaux de baignade.

Après l'étude des pressions humaines, agricoles et animales exercées sur un bassin versant, une méthode d'étude générique et adaptable à chaque site de baignade en eaux douces a été développée. Elle vise d'abord à délimiter la zone d'influence du bassin versant sur la qualité de l'eau de la baignade, puis à recenser les sources éventuelles de pollution présentes sur cette zone. La caractérisation des pollutions subies conduit à la détermination d'un profil des baignades qui permet quant à elle de définir la fragilité des sites face à certains types de pollutions, et notamment celles qui ont conduits au déclassement de la baignade.

La détermination de points critiques à vérifier pour chacune des composantes de la zone d'étude est basée sur le modèle de la démarche HACCP : chaque étape critique de la transmission des pollutions depuis leurs sources et jusqu'au site de baignade doit être mise en évidence.

Cette méthode aboutit à la comparaison entre les sources recensées et le profil de pollution des baignades. Elle permettra de hiérarchiser les sources de pollution dans une analyse globale du bassin versant dans l'optique de proposer un plan de lutte contre les pollutions propres à chaque site de baignade en eaux douces.

L'application nécessite des enquêtes approfondies et des visites sur le terrain qui n'ont pas pu être menées dans le cadre de ce stage. Le but était de fournir une méthode d'étude diagnostique des baignades en eaux douces à des bureaux d'études qui prendront en charge le côté pratique et concret de son application. Auparavant, le côté théorique développé dans le cadre de ce mémoire nécessite d'être perfectionné, notamment en étant expérimenté sur plusieurs sites, afin d'améliorer sa pertinence et sa facilité d'utilisation.

Bibliographie

AGENCE DE L'EAU LOIRE BRETAGNE, Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux du bassin Loire Bretagne (SDAGE), 4 juillet 1996, 108p.

AITKEN M.N., Impact of agricultural practices and river catchments characteristics on river and bathing water quality, *Water Sciences and Technology*, 2003, Vol.48, n°10, pp. 217-224.

BADI-GONDARD F., L'assainissement des eaux usées, Voiron : éditions Techni.Cités, Février 2003, 229p., collection dossier d'experts techniques.

BARON R.C., MURPHY F.D., GREENBERG H.B. et al., Norwalk gastrointestinal illness, *American Journal of Epidemiology*, 1982, vol.15, n°2, pp.163-172.

BELLE C., Saint-Malo et la protection des eaux de baignade, *Techniques Sciences Méthodes*, Décembre 2003, n°12, pp. 102-105.

BONN F., *Géomorphologie dynamique* [en ligne], 2000, [consulté 07.2004], Chapitre 3, L'évolution des versants, Disponible sur Internet.
<<http://www.callisto.si.usherb.ca/~fbonn/PageFB/GEO437/GEO437Chap3/GEO437Chap3.html>>

CANN C., BORDENAVE P., SAINT-CAST P. et al., Transfert et flux de nutriments - Importance des transports de surface et de faible profondeur In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, Plouzané : Editions Ifremer, 1999, Chapitre 2, pp. 125-140.

CAPEK I., VAILLANT V., Leptospirose en France métropolitaine été 2003, [en ligne], InVS, 2004, [mis à jour le 12 mai 2004], Disponible sur internet.
<<http://www.invs.sante.fr/publications/2004/leptospirose/index.html>>

CHAROENCA N., FUJIOKA R.S., Association of staphylococcal skin infections and swimming, *Water Sciences and Technology*, 1995, vol.31, n°5-6, pp.11-17.

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, pp. 1-3.

CORRE S., JACQ E., MOULLEC B., Quantification et survie des bactéries dans les eaux du Coët-Dan In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, Plouzané : Editions Ifremer, 1999, Chapitre 2, pp. 157-168.

COUILLANDEAU S., Baignade et effluents d'élevage : une association à risques. Le point dans les pays développés In *Eau et Agriculture*, 1999, Office internationale de l'eau, 15p.

CROWTHER J., KAY D., WYER M.D., Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters : The Fylde coast, UK, *Water Research*, 2001, vol. 35, n°17, pp. 4029-4038.

CROWTHER J., KAY D., WYER M.D., Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK : relationships with land use and farming practices, *Water Research*, 2002, vol. 36, pp. 1725-1734.

CROWTHER J., WYER M.D., BRADFORD M. et al., Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data, *Journal of Applied Microbiology*, 2003, vol. 94, pp. 962-973.

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, 55p.

DGS, Etat sanitaire des eaux de baignade en mer et en eau douce – résultats 2002, Avril 2003, 101p.

DUFOUR A.P., Health effects criteria for fresh recreational waters, august 1984, US-Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 33p. Disponible sur internet. <www.epa.gov/nerlcwww/frc.pdf>

DUPRAY E., CAPRAIS M-P., DERRIEN A. et al., Flux bactériens et qualité sanitaire des coquillages en baie de la Fresnaye In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, Plouzané : Editions Ifremer, 1999, Chapitre 2, pp. 169-178.

ERMANEL C., RICARD C., THELOT B. et al., Surveillance épidémiologique des noyades accidentelles en France au cours de l'été 2003, *Bulletin d'épidémiologie hebdomadaire*, mars 2004, n°10/2004, pp.37-40.

FERLEY J.P., ZMIROU D., BALDUCCI F. et al., Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters, *International Journal of Epidemiology*, 1989, vol.18, pp.198-205.

FLEISHER J.M., KAY D., WYER M.D. et al., Estimates of the severity of illness associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage, *International Journal of Epidemiology*, 1998, n°27, pp.722-726.

GAÏD A., Traitement des eaux usées urbaines, *Techniques de l'ingénieur, traité construction*, Février 1999, référence C5220. Disponible sur internet. <<http://www.techniques-ingenieur.fr/affichage/DisplIntro.asp?nGcmId=C5220>>.

GERBA C.P., Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality, *Quantitative Microbiology 2*, 2000, pp.55-68.

HADAS O., CORRADINI M.G., PELEG M., Statistical analysis of the fluctuating counts of fecal bacteria in the water of lake Kinneret, *Water Research*, 2004, vol.38, pp. 79-88.

HARVEY M., Baignade en eau douce et santé : le prix de la qualité, Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts : Montpellier, Synthèse technique, Février 2002, 15p.

HAUS R., DELAROCQUE-ASTAGNEAU E., VALENCIANO M. et al., Cas d'hépatite A en collectivité signalés aux Ddass, bilan des investigations et des recommandations, *Bulletin d'épidémiologie hebdomadaire*, 3 décembre 2002, n°49/2002, pp.245-246.

HUBERT B., BOURDERIOUX C., DUBOIS et al., Epidémie d'hépatite A liée à la fréquentation d'une pataugeoire, *Bulletin d'épidémiologie hebdomadaire*, Avril 1999, n°04/1999. Disponible sur internet <<http://www.invs.sante.fr/beh/1999/9904/>>

HUMBERT J-F., Les proliférations de cyanobactéries toxiques en eau douce In *Journée scientifique d'échanges sur les biotoxines – Toxines de micro-algues et cyanobactéries*, AFSSA , 6 mars 2003, pp. 12-18.

HOODA P.S., EDWARDS A.C., ANDERSON H.A. et al., A review of water concerns in livestock farming areas, *The Science of the Total Environment*, 2000, vol.250, pp.143-167.

KAY D., FLEISHER J.M., SALMON R.L. et al., Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure, *Lancet*, October 1994, vol.344, pp. 905-909.

KOOPMAN J.S., ECKERT E.A., GREENBERG H.B. et al., Norwalk virus enteric illness acquired by swimming exposure, *American Journal of Epidemiology*, 1982, vol.115, n°2, pp. 173-177.

LEGEAS M., La leptospirose, maladie professionnelle et environnementale : quelques repères pour en savoir plus, 1997, département EGERIES, ENSP, Rennes, 37p.

LEVESQUE B., BROUSSEAU P., SIMARD P. et al., Impact of the ring-billed gull (*Larus delawarensis*) on the microbiological quality of recreational water, *Applied and environmental Microbiology*, April 1993, pp. 1228-1230.

MARINO F.J., MARTINEZ-MANZANARES E., MORINIGO M.A. et al., Applicability of the recreational water quality standard guidelines, *Water Sciences and Technology*, 1995, vol.31, n°5-6, pp.27-31.

MARINO F.J., MORINIGO M.A., MARTINEZ-MANZANARES E. et al., Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain), *Water Sciences and Technology*, 1995, vol.31, n°5-6, pp.5-9.

MARTEL A., Etude de la pollution microbiologique d'origine animale sur le littoral normand, Mémoire de stage de fin d'études, Institut supérieur d'agriculture de Lille, 1996, 58p.

NOBLE R.T., LEE I.M., SCHIFF K.C., Inactivation of indicator micro-organisms from various sources of faecal contamination in seawater and freshwater, *Journal of Applied Microbiology*, 2004, vol.96, pp.464-472.

OMS, Guidelines for safe recreational water environments, Coastal and fresh waters, 2003, vol.1, 219 p. Disponible sur internet [consulté 05-2004]
<http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/en/srwg1.pdf>

PAYMENT P., GEHR R., Impact de la désinfection des eaux traitées de la station d'épuration de la ville de Montréal sur la qualité des eaux à vocation récréatives en aval du rejet, *Vecteur Environnement*, janvier 2004, vol.37, n°1, pp.54-64.

PENA L., ZMIROU D., LE TERTRE A. et al., Critères microbiologiques de qualité des eaux de baignades, évaluation des risques en vue de la révision des normes européennes, Février 2001, Institut national de Veille Sanitaire, 27p.

PERRA A., SERVAS V., TERRIER G. et al., Cas groupés de leptospirose à Rochefort, juin 2001, *Bulletin d'épidémiologie hebdomadaire*, 27 août 2002, n°35/2002, pp. 169-171.

PRÜSS A., A review of epidemiological studies from exposure to recreational water, *International Journal of Epidemiology*, 1998, n°27, pp.1-9.

SAUVANT M.P., Identification des parasites dans les eaux résiduaires et dans les boues, 1999, Office international de l'eau ; 15p.

SERRANO E., MORENO B., SOLAUN M. et al., The influence of environmental factors on microbiological indicators of coastal water pollution, *Water Sciences and Technology*, 1998, vol.38, n°12, pp.195-199.

SEYFRIED P.L., TOBIN R.S., BROWN N.E. et al., A prospective study of swimming-related illness I. Swimming-associated health risk, *American Journal of Public Health*, 1985, vol.75, n°9, pp.1068-1070.

SEYFRIED P.L., TOBIN R.S., BROWN N.E. et al., A prospective study of swimming-related illness II. Morbidity and the Microbiological Quality of Water, *American Journal of Public Health*, 1985, vol.75, n°9, pp.1071-1075.

SINTON L.W., FINLAY R.K., LYNCH P.A., Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage polluted seawater, *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, vol.65, n°8, pp.3605-3613.

SINTON L.W., HALL C.H., LYNCH P.A., et al., Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters, *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, vol.68, n°3, pp. 1122-1131.

THEBAULT L., LESNE J., Les toxines des cyanobactéries : quels risques pour la santé ?, *Techniques Sciences Méthodes*, Décembre 1995, n°12, pp. 937-940.

THIRION F., CHABOT F., *Epandage des boues résiduaires et effluents organiques*, 1^{ère} édition, Cemagref éditions, 2003, Chapitre 2, la qualité d'épandage des produits organiques, pp. 39-56.

VEZIE C., BERTRU G., BRIENT L. et al., Blooms de cyanobactéries hépatotoxiques dans l'ouest de la France, *Techniques Sciences Méthodes*, octobre 1997, n°10, pp. 39-46.

VILANOVA X., MANERO A., CERDA-CUELLAR M., et al., The effect of a sewage treatment plant effluent on the fecal coliforms and enterococci populations of the reception river waters, *Journal of Applied Microbiology*, 2002, vol. 92, pp.210-214.

ZMIROU D., FERLEY J.P., BALDUCCI F., et al., Evaluation des indicateurs microbiens du risque sanitaire lié aux baignades en rivière, *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*, 1990, vol.38, pp. 101-110.

Sites Internet consultés : sur la période Mai - Août 2004.

CHU de ROUEN, classement alphabétique par mots clés MeSH, qualificatifs et types de ressources <<http://www.chu-rouen.fr/ssf/santpath.html>>.

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

INVS, bulletins d'épidémiologie hebdomadaire : <<http://www.invs.sante.fr/beh/>>.

OIEAU, Office internationale de l'eau, <<http://www.oieau.fr/index.htm>>.

OMS, Organisation mondiale de la santé : <<http://www.who.int/fr/index.html>>.

PUBMED, National library of medicine, <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi>>

RNDE, Réseau national des données sur l'eau, <<http://www.rnde.tm.fr/>>.

US-EPA, US Environmental Protection Agency : <<http://www.epa.gov/>>.

Liste des annexes

ANNEXE 1A : Classement des sites de baignade en eaux douces, en France, en 2002 et 2003.	III
ANNEXE 1B : Causes de pollutions des sites de baignades en France, en 2002 et 2003.....	III
ANNEXE 2 : Liste des sites de baignade en eaux douces ayant été classé au moins une fois en C ou D sur la période 2000-2003	V
ANNEXE 3 : Détermination du coefficient de ruissellement selon les conditions géographiques	VII
ANNEXE 4 : Détail du calcul de la borne supérieure d'un intervalle de confiance à 95 % pour la moyenne des concentrations en germes dans les eaux de baignades	IX
ANNEXE 5 : Liste des sites de baignade en eaux douces classés « A » sélectionnés pour l'analyse statistique visant à estimer le bruit de fond de pollution	XI
ANNEXE 6 : Résultats microbiologiques des prélèvements réalisés sur le site de Lavaré en Sarthe (72), sur la période 2000-2003. Présentation des valeurs « bruit de fond » et des valeurs « pic de pollution »	XIII
ANNEXE 7 : Exemple d'un cahier des charges regroupant les points critiques à vérifier pour chacune des composantes du bassin versant.....	XV

ANNEXE 1 :

A) Classement des sites de baignade en eaux douces, en France, en 2002 et 2003 (DGS, 2003).

Classement de la baignade	saison 2002	saison 2003
A: eaux de bonne qualité	707 48,5%	661 47%
B: eaux de qualité moyenne	641 44%	642 45,1%
C: eaux pouvant être momentanément polluées	70 4,8%	69 4,9%
D: eaux de mauvaise qualité	7 0,5%	11 0,8%
total sites classés	1425	1383

B) Causes de pollutions des sites de baignades répertoriées en France, en 2002 et 2003 (DGS, 2003).

Cause de pollution répertoriée	saison 2002	saison 2003
Insuffisance du dispositif d'assainissement des collectivités	36%	36%
Dysfonctionnement ponctuel du système d'assainissement collectif	11%	17%
Apports accidentels ou diffus	8%	-
Apports accidentels ponctuels	-	5%
Apports diffus	-	13%
Conditions météorologiques extrêmes	15%	9%
Surfréquentation ou confinement de la plage	3%	-
Surfréquentation de la plage	-	6%
Confinement de la plage	-	3%
Causes multiples	10%	-
Autres causes	8%	11%
Non déterminées	9%	-

ANNEXE 2

Liste des sites de baignade en eaux douces ayant été classé au moins une fois en C ou D sur la période 2000-2003 (DGS, 2003).

Région	Département	Commune	Point de prélèvement	type d'eau	
Auvergne	Allier	Saint Bonnet-Tronçais	Etang de st-Bonnet	Etang	
		Treignat	Etang d'herculat	Etang	
		Yzeure	Plan d'eau des ozières	Etang	
	Haute-Loire	Haute-Loire	Auzon	Allier - rive gauche pont auzon	Rivière
			Beaune sur Arzon	Plan d'eau	Retenue
			Brives Charensac	Loire - Baignade des trois piquets	Rivière
			Chilhac	Allier - rive gauche	Rivière
			La Seauve sur Semene	Plan d'eau	Retenue
			Langeac	Allier - rive gauche	Rivière
			Langeac	Allier - ile d'amour	Rivière
			Laussone	Les planchas	Retenue
			Le Chambon sur Lignon	Plan d'eau	Retenue
			Prades	Allier - rive gauche	Rivière
			Vieille Brioude	Allier - la bageasse	Rivière
			Villeneuve d'allier	Allier - rive gauche	Rivière
			Puy-de-Dôme	Puy-de-Dôme	Aubusson d'auvergne
	Laqueuille	Plan d'eau			Etang
	Orcival	Camping flechat			Etang
	Saint Remy sur Durolle	Plan d'eau - côté bar			Retenue
Bourgogne	Nièvre	Decize	Stade nautique	?	
		Premery	Etang près de la ville	Etang	
	Saône-et-Loire	Bourbon Lancy	Plan d'eau	Retenue	
		Epinac	La Dree	Rivière	
Bretagne	Côtes d'armor	Caurel	Beaurivage	Lac	
		Mur de Bretagne	Rond point du lac (guerlédan)	Lac	
	Ille-et-vilaine	Brie	Vallée de l'ise	Retenue	
		Marcillé-Robert	Marcillé	Etang	
Centre	Indre	Reuilly	L' Arnon	Rivière	
		Bourgeuil	Parc Capitaine	Etang	
	Indre-et-Loire	Marcilly sur Vienne	Aval du pont	Rivière	
		Pouzay	Rive gauche - aval du pont	Rivière	
	Loir-et-Cher	Nouan le Fuzelier	Domaine de Chales	Etang	
		Villiers sur Loir	Etang intercommunal	Etang	
Loiret	Poilly lez Gien	Camping - bois du bardelet	Etang		
Limousin	Creuse	Ahun	Plan d'eau - route de limoges	Etang	
		Chenerailles	Plan d'eau de la forêt	Carrière	
		Le Donzeil	Le moulin	Etang	
	Haute vienne	Le Palais sur Vienne	La sablière	Barrage	
		Peyral le Château	Etang du bourg	Etang	
		Sussac	Plan d'eau	Etang	
Pays de Loire	Maine-et-Loire	Chemille	Coulvée	Retenue	
		Daumeray	Etang de daumeray	Retenue	
		Geste	Etang de la Theviniere	Retenue	
	Sarthe	Lavare	Plan d'eau	Etang	
	Vendée	Apremont	Le lac	Retenue	
Poitou-Charentes	Vienne	Lusignan	Camping (la vonne)	Rivière	
		Moussac sur Vienne	Camping (la vienne)	Rivière	
		Saint Martin l'Ars	Plan d'eau (le clain)	Etang	
		Valdivienne	Morthemer (etang/la dive)	Etang	
Rhône-Alpes	Loire	Saint Bonnet le Château	Plan d'eau villeneuve	Retenue	
		Saint Paul en Cornillon	Ret.grangent - vigie mouette	Barrage	

ANNEXE 3

Détermination du coefficient de ruissellement selon les conditions géographiques (Bonn, 2000)

Utilisation principale du sol	pente (%)	Type de sol						
		Sable	Limon	Limon argilo-sableux	Limon argileux	Argile limoneuse	Argile	Imperméable
Forêt (> à 50% de la zone)	< à 0,5	0,03	0,20	0,23	0,30	0,37	0,40	1,0
	de 0,5 à 5	0,12	0,22	0,25	0,32	0,40	0,45	1,0
	de 5 à 10	0,23	0,27	0,29	0,35	0,44	0,50	1,0
	> à 10	0,28	0,40	0,43	0,50	0,57	0,60	1,0
Herbe (STH > 50 % de la zone)	< à 0,5	0,03	0,20	0,23	0,30	0,37	0,40	1,0
	de 0,5 à 5	0,07	0,21	0,24	0,32	0,40	0,45	1,0
	de 5 à 10	0,15	0,23	0,27	0,36	0,48	0,55	1,0
	> à 10	0,20	0,29	0,33	0,42	0,53	0,60	1,0
Cultures (STH > 50 % de la zone)	< à 0,5	0,23	0,40	0,43	0,50	0,57	0,60	1,0
	de 0,5 à 5	0,27	0,44	0,47	0,54	0,61	0,64	1,0
	de 5 à 10	0,33	0,50	0,53	0,60	0,67	0,70	1,0
	> à 10	0,45	0,62	0,65	0,72	0,79	0,82	1,0
Sol nu (> à 50% de la zone)	< à 0,5	0,33	0,50	0,53	0,60	0,67	0,70	1,0
	de 0,5 à 5	0,37	0,54	0,57	0,64	0,71	0,74	1,0
	de 5 à 10	0,43	0,60	0,63	0,70	0,77	0,80	1,0
	> à 10	0,55	0,72	0,75	0,82	0,89	0,92	1,0

ANNEXE 4

Détail du calcul de la borne supérieure d'un intervalle de confiance à 95 % pour la moyenne des concentrations en germes dans les eaux de baignades.

- Les valeurs logarithmiques décimales sont d'abord calculées à partir des résultats des analyses microbiologiques de l'eau, ceci à pour but de rapprocher leur distribution de la loi normale. Pour n valeurs allant de x_1 à x_n , on a :

$$(x) \Rightarrow \log_{10}(x)$$

- La moyenne arithmétique des valeurs log10 est ensuite calculée selon la formule :

$$\mu = \sum (\log_{10}(x)) / n$$

- L'écart type des valeurs log10 est calculé de la manière suivante :

$$\sigma = \sqrt{(\sum [(\log_{10}(x) - \mu)^2] / n)}$$

- La valeur de la borne supérieure de l'intervalle à 95 % est tirée de la formule suivante.

$$\text{Borne supérieure} = \mu + (1,65 \times \sigma)$$

- Afin d'obtenir une valeur qui s'applique directement aux résultats des prélèvements, il suffit de calculer l'antilog de la valeur de la borne supérieure.

ANNEXE 5

Liste des sites de baignade en eaux douces classés « A » sélectionnés pour l'analyse statistique visant à estimer le bruit de fond de pollution (DGS, 2003).

Département	Commune	Point de prélèvement	années sélectionnées			
			2001	2002	2003	
Creuse	Sardent	Masmengeas	x		x	
	Azat le ris	Grand etang	x	x		
	Ambazac	Jonas		x		
	Beaumont du lac	Niergout	x	x	x	
	Beaumont du lac	Pierrefitte	x		x	
	Bessines sur gartempe	Sagnat	x	x		
	Bussiere Galant	Plan d'eau	x	x	x	
	Château chervix	Etang	x	x		
	Chateauneuf la foret	Plan d'eau	x			
	Cieux	Etang		x	x	
	Cognac la foret	Plan d'eau		x		
	Compreignac	Les chabannes	x	x	x	
	Haute vienne	Cromac	Lac de mondon	x		
		Flavignac	St-fortunat		x	
		Lauriere	Pont a l'age		x	
Meuzac		La roche			x	
Nexon		La lande		x	x	
Peyrat le château		Auphelle	x	x		
Razes		Santrop	x	x	x	
St germain les belles		Montreal		x	x	
St hilaire les places		Plaisance	x	x	x	
St martin terressus		Plan d'eau		x	x	
St mathieu	Le lac		x			
St pardoux	Freudour	x	x			
Loir et cher	Couture sur loir	Etang ronsard	x	x	x	

ANNEXE 6

Résultats microbiologiques des prélèvements réalisés sur le site de Lavaré en Sarthe (72), sur la période 2000-2003. Présentation des valeurs « bruit de fond » et des valeurs « pic de pollution ».

Date du prélèvement	Coliformes totaux/100ml	<i>E.coli</i> /100ml	Streptocoques fécaux/100ml
14/06/2000	15	15	15
05/07/2000	1500	470	230
25/07/2000	1200	340	140
07/08/2000	5	15	15
17/08/2000	40	15	15
20/06/2001	80	15	15
04/07/2001	140	15	15
20/07/2001	360	180	94
03/08/2001	100	2680	1230
07/08/2001	220	15	46
22/08/2001	100	15	15
18/06/2002	24	15	15
21/06/2002	1	30	46
25/06/2002	12	15	15
28/06/2002	24	15	15
02/07/2002	80	15	15
05/07/2002	160	46	15
09/07/2002	440	15	160
12/07/2002	360	30	15
16/07/2002	40	15	15
19/07/2002	2	15	15
23/07/2002	40	15	15
26/07/2002	10	15	15
30/07/2002	6	30	15
02/08/2002	140	110	46
06/08/2002	40	15	15
09/08/2002	60	15	15
12/08/2002	60	30	46
14/08/2002	100	15	15
20/08/2002	28	15	15
23/08/2002	140	15	110
27/08/2002	100	61	46
11/06/2003	100	61	15
08/07/2003	40	15	30
22/07/2003	32	15	15
05/08/2003	220	30	15
19/08/2003	40	61	15

Les valeurs en gras sont les valeurs « pic de pollution », elles sont supérieures à la valeur au 95^e centile (borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne)

Les autres valeurs sont les valeurs « bruit de fond »

ANNEXE 7

Exemple d'un cahier des charges regroupant les points critiques à vérifier pour chacune des composantes du bassin versant.

Après la délimitation de la zone d'étude, la caractérisation des pollutions relevées sur le site doit permettre d'établir le profil de la baignade, avec l'aide de l'analyse statistique proposée. Ceci oriente la recherche des causes de pollution éventuelles suivant la prépondérance des types de germes déclassant.

Le recensement de ces sources de pollution pour chacune des composantes du bassin versant passe par la vérification de points critiques :

Etude du réseau de collecte des eaux usées et eaux pluviales :

- **RECENSEMENT**
- Délimitation des zones couvertes par un réseau de collecte des eaux
- Caractérisation des réseaux (de type unitaire, séparatif)
- Recensement des STEP, des postes de relevages et des déversoirs d'orage
- **FONCTIONNEMENT**
- Etude des capacités de traitement des STEP (débit max)
- Etude des capacités de refoulement des postes de relevages (débit max)
- Etude des capacités des réseaux (débit max)
- Repérage des rejets par temps secs, test colorimétrique afin de s'assurer de la source des pollutions
- Etude des incidents divers (pannes, dysfonctionnements), étude de leurs fréquences et de leurs conséquences, obtention de données auprès du SATESE
- **MOYENS DE PREVENTION**
- Recensement des bassins d'orages, estimation de leur utilité
- Existence de traitement par décantation des eaux de pluie
- Existence de systèmes de surveillance
- Existence de système de relais ou de secours en cas de pannes

Etude des systèmes d'assainissement collectif :

- **RECENSEMENT**
- Recensement des points de rejets traités
- Recensement des points de rejets non traités
- Obtention des données par le SATESE
- **FONCTIONNEMENT**
- Capacités des systèmes par rapport aux nombres de personnes connectées
- Type de traitement, bonne adaptabilité
- Conditions dans lesquelles s'effectue le rejet durant la saison balnéaire (dilution suffisante, dispersion)
- Charge polluante émise
- Existence d'un système de désinfection
- Existence d'un traitement tertiaire (élimination de l'azote et du phosphore)
- Mesure de l'impact du rejet sur le cours d'eau
- **MOYENS DE PREVENTION**
- Existence d'un système de télé surveillance
- Existence d'un système de régulation des rejets lorsque les pics de pollution sont trop importants ou lorsque les conditions d'un rejet optimal ne sont pas réunies

Etude des systèmes d'assainissement non collectifs :

- **RECENSEMENT**
- Analyse des études de zonage et recensement des installations non conformes
- Localisation des rejets, distance par rapport au cours d'eau le plus proche
- **FONCTIONNEMENT**
- Détermination de la nature des sols et de leur aptitude à l'assainissement
- Existence de systèmes d'épandage souterrain
- **MOYENS DE PREVENTION**
- Etude de la périodicité des entretiens
- Détermination de l'âge des systèmes

Etude des élevages et exploitations agricoles

- **RECENSEMENT**
- Recensement des exploitations agricoles dans les zones d'études, obtention de données auprès des DDAF et des DSV
- Détermination de la taille de l'exploitation (nombre d'animaux et type d'animaux => charge polluante)
- Localisation du plus proche cours d'eau en aval de l'exploitation
- Détermination des zones de présence des animaux, des zones de stockages, des zones de transfert des animaux ou de manipulations des fumiers ou lisiers pour chaque exploitation
- **FONCTIONNEMENT**
- Par temps de pluie, lors de la manipulation des déjections animales ou après lavage de certaines zones, observations d'un possible rejet d'effluent vers le cours d'eau, ou des traces de ce rejet
- calcul du coefficient de ruissellement de la zone située entre l'exploitation et le plus proche cours d'eau
- Vérification des capacités de stockage
- Vérification de l'imperméabilisation des sols
- Vérification des pratiques de l'exploitant
- Vérification des installations existantes, possibilité de fuites
- Vérification de la conformité des élevages avec la réglementation ICPE.
- **MOYENS DE PREVENTION**
- Existence d'un système de récupération des eaux souillées, zones couvertes par ce système, suivi par un système de traitement des effluents
- Existence d'un toit sur les ouvrages de stockage
- Existence d'un système de désinfection des fumiers ou lisiers

Etude de l'utilisation des terres agricoles

- **RECENSEMENT**
- Délimitation des zones où est pratiqué l'épandage
- Délimitation des pâturages
- Découpage de ces zones en sous zones de mêmes caractéristiques
- Localisation des zones d'excédents structurels
- **FONCTIONNEMENT**
- Calcul des coefficients de ruissellement des sous zones
- Périodicité de l'épandage et quantités épandues
- Temps de fréquentation des pâturages et densité d'animaux
- Estimation de la charge polluante répandue sur le sol et relation avec le coefficient de ruissellement
- Existence d'un système de drainage des effluents de ruissellement
- Type de produit épandu
- Temps de réduction de la charge microbienne suffisant avant épandage
- Existence d'un accès au cours d'eau par les animaux

- **MOYENS DE PREVENTION**

- Existence de zones de protection des cours d'eau, mise en place de bandes d'herbe le long des cours d'eau
- Existence de zones permettant de retenir les eaux en aval des zones épandables
- Si drainage, existence d'un système de traitement naturel de type lagunage avant rejet dans le cours d'eau
- Respect des doses maximales épandables
- Traitement des rejets de drainage (exemple : lagunage)
- Existence de systèmes supplémentaires de désinfection des boues, fumiers ou lisiers avant l'épandage

Etude de la surfréquentation de la baignade :

- **RECENSEMENT**

- Calcul d'un nombre moyen de baigneurs lors des pics de fréquentation
- Détermination d'une capacité maximale du site, par rapport aux équipements présents et à la surface de la baignade

- **FONCTIONNEMENT**

- Disponibilité de données exploitables quant à la fréquentation

- **MOYENS DE PREVENTION**

- Existence de douches ou de sanitaires accessibles à proximité de la plage

Etude des caractéristiques physiques des baignades :

- **RECENSEMENT**

- Cours d'eau en amont
- Localisation des réservoirs
- Détermination de la typologie « eaux dormantes » / « eaux courantes »
- Aménagement direct des berges, recensement des installations existantes
- Pente des berges

- **FONCTIONNEMENT**

- Apport d'eau par les cours d'eau
- Orientation du courant par rapport à la baignade

- **MOYENS DE PREVENTION**

- Présence de zones tampon autour de la baignade, du cours d'eau l'alimentant

Etude des apports par les animaux sauvages :

- **RECENSEMENT**

- Contact avec les organisations concernées par la capture d'animaux sauvages
- Estimation du nombre d'animaux, du types d'animaux

- **FONCTIONNEMENT**

- Etude des possibilités de contact des animaux avec les eaux de baignade
- Prévalence des infections chez les animaux

- **MOYENS DE PREVENTION**

- Existence de protection de la baignade
- Existence de systèmes d'éloignement des animaux

Etude de l'apport industriel :

- **RECENSEMENT**

- Recensement des rejets
- Caractérisation des rejets, types de polluants
- Existence de traitement

- **FONCTIONNEMENT**

- Efficacité des traitements réalisés
- Variations des niveaux de polluants, obtention de données par les DRIRE
- Vérification de la conformité à la réglementation pour les ICPE

- **MOYENS DE PREVENTION**

- Localisation du rejet par rapport à la baignade
- Adaptabilité du traitement

L'obtention de ces données doit permettre d'entrer dans une phase d'analyse globale du bassin versant qui permettra de classer les sources de pollutions selon leur importance. Cette analyse permettra de comprendre quelles sont les sources de pollutions à prendre en compte prioritairement.

La proposition de moyens de lutte contre les pollutions qui ont amenées le site à être déclassé, et contre celles qui pourraient contaminer les eaux de la baignade dans le futur constitue la dernière étape de l'étude qui sera effectuée par les bureaux d'études. Ces propositions seront discutées selon l'objectif qu'elles permettront d'atteindre en terme de qualité des eaux de baignade. Les aspects économiques et de facilité de mise en place seront également déterminants dans le choix que fera la collectivité locale concernée.