

Ecole Nationale de la Santé Publique

**FAISABILITE DU VOLET SANITAIRE DES ETUDES D'IMPACT - CAS
DES DOSSIERS DES STATIONS D'EPURATION : INTERETS ET
LIMITES DE LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES**

LEFTAH NEZHA

**Mémoire de Fin d'Etudes
Formation des ingénieurs
du génie sanitaire 1998-2000**

Introduction

La loi du 10 juillet 1976 – relative à la protection de la nature – a introduit la prise en compte des préoccupations environnementales au stade des études préalables des projets d'aménagement, au moyen des **études d'impact**. La même année, la loi du 19 juillet 1976 a élargi le champ des études d'impact aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), dont la liste figure dans une nomenclature. Ces installations sont soumises à déclaration ou à autorisation préfectorale, suivant l'importance de l'installation et selon la gravité des dangers ou des inconvénients que peut présenter leur exploitation.

L'étude d'impact consiste à analyser les conséquences dommageables prévisibles du projet sur l'environnement, et à proposer des mesures compensatoires préventives pour les limiter voire les supprimer. Le but de l'étude d'impact est de fournir à l'autorité compétente les éléments nécessaires à la prise de décision et d'informer le public.

Dans l'esprit de la loi du 10 juillet 1976, la santé est implicitement protégée dès lors que l'on protège l'environnement : ainsi son décret d'application du 12 octobre 1977, qui fixe le contenu des études d'impact, prévoit une analyse des « effets sur l'environnement ... et le cas échéant sur la commodité du voisinage ... ou sur l'hygiène et la salubrité publique ». La loi du 19 juillet 1976 relative aux ICPE, mentionne la protection de la santé comme l'un de ses objectifs premiers. Ainsi, dans ces deux textes fondateurs, figure la volonté de protéger la santé publique. Or, dans les faits, ils semble que les préoccupations environnementales ont prévalu.

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 marque un tournant car elle innove une politique de protection de l'environnement fondée sur une démarche de santé publique : ainsi, ce n'est qu'après avoir analysé les effets sur la santé de la qualité de l'air, que les Plans Régionaux pour la Qualité de l'Air (PRQA), fixent des orientations permettant de prévenir ou de réduire la pollution atmosphérique ou d'en atténuer les effets (Art 5).

L'article 19 de la loi sur l'air a modifié le contenu des études d'impacts qui doivent, depuis le 1^{er} août 1997, analyser les effets du projet sur la santé et présenter des mesures compensatoires pour y remédier. A l'heure actuelle, la réalisation de ce volet sanitaire soulève de nombreuses interrogations tant pour les pétitionnaires chargés de réaliser les études que pour les services instructeurs chargés d'évaluer le contenu des dossiers.

Champ d'application du volet sanitaire

L'article 19 de la loi sur l'air s'impose de droit à tous les projets d'aménagement qui comportent une étude d'impact au titre de la loi du 10.07.76 et de son décret d'application du 12.10.77.

- La question de son applicabilité aux ICPE ne fait pas l'unanimité.
L'article 19 serait applicable aux ICPE par le biais de l'article 3-4° du décret du 21.09.77, pris pour application de la loi du 19.07.76. En effet, cet article fixe le contenu de l'étude d'impact pour les ICPE par dérogation à l'article 2 du décret du 12.10.77. Cependant, le contenu de l'étude d'impact des ICPE n'a pas été explicitement modifié suite à l'article 19. La protection de la santé publique figurant dans les intérêts protégés par l'article 1^{er} de la loi du 19.07.76, les effets sur la santé étaient déjà pris en compte réglementairement (réponse du ministère de l'environnement : JOAN, 29.01.99, p 436). De plus, faut-il uniquement appliquer ce volet santé aux installations nouvelles ? Qu'en est-il des extensions d'activité, des renouvellement d'autorisation ?
- De même, une interrogation subsiste, celle de l'applicabilité de l'article 19 aux opérations soumises à autorisation préalable au titre de la loi sur l'eau du 03.01.92.
Le décret d'application n° 93-742 du 29/03/93 prévoit la réalisation d'un document d'incidence, qui peut être remplacé par une étude d'impact ou une notice d'impact. Cela ne signifie pas pour autant que l'ensemble des opérations qui nécessitent un document d'incidence – leur

nomenclature figure dans le décret n° 93-743 du 29.03.93 – doivent faire l'objet d'une étude d'impact et donc d'un volet santé.

Dans ces deux cas, une alternative possible serait d'établir la liste des opérations devant obligatoirement faire l'objet d'un volet sanitaire eu égard aux atteintes sur la santé qu'elles sont susceptibles d'entraîner. Il appartient aux ministères concernés (environnement, santé) d'éclaircir ces points.

Contenu du volet sanitaire

La circulaire du ministère de l'environnement du 17.02.98 donne des indications générales sur le contenu du volet sanitaire des études d'impact (cf annexe 1). Dans un avenir proche, il faut s'attendre à ce que des circulaires et des guides techniques viennent préciser le contenu du volets sanitaire et fixer un minimum exigible. Le volet sanitaire doit examiner l'ensemble des effets sur la santé et ne pas se limiter aux seuls effets de la pollution de l'air.

- Niveau d'exigence requis
 - le principe de proportionnalité – énoncé à l'article 2 du décret du 12.10.77 – selon lequel « le contenu de l'impact doit être en relation avec l'importance des travaux et aménagements projetés et avec leurs conséquences prévisibles sur l'environnement » doit tenir compte du risque sanitaire encouru par les populations exposées.
 - les difficultés rencontrées doivent être clairement mentionnées (chapitre de l'étude d'impact consacré à l'analyse des méthodes utilisées).
- Définition de l'aire d'étude (elle constitue l'aire d'impact du projet)
- Analyse des effets sur la santé
 - articulée avec l'analyse des effets sur l'environnement,
 - effets directs et indirects,
 - impact en valeur relative (par rapport à la situation initiale) et en valeur cumulée,
 - effets cumulatifs par rapport aux nuisances existantes (bruit de fond),
 - évaluation des expositions : identification des populations exposées (leur identité, leur nombre, leur vulnérabilité) et de leur niveau d'exposition,
 - phases réalisation, exploitation (en capacité maximale, étude des dysfonctionnements) et de cessation d'activité.

Idéalement, la proportionnalité de ces volets sanitaires devrait être celle des effets sur la santé : en effet, le risque sanitaire n'est pas forcément lié à la taille de l'installation : les risques peuvent être plus importants pour de petites unités moins contrôlées (la fiabilité de l'installation étant fonction des moyens mis en œuvre pour le suivi de l'exploitation).

L'articulation du volet sanitaire avec les autres éléments du dossier n'est pas simple car de nombreux éléments nécessaires à sa réalisation figurent déjà dans les autres parties de l'étude d'impact : un volet santé individualisé qui effectue une synthèse des risques sanitaires en les hiérarchisant, est le gage d'une meilleure lisibilité.

Des groupes de travail se sont mis en place et deux guides sont attendus prochainement :

- 1) la DGS a confié à l'institut National de Veille Sanitaire l'élaboration d'un guide méthodologique pour l'analyse du volet sanitaire destiné aux services déconcentrés du ministère de la santé (DRASS, DDASS) : il ne s'agit pas d'un guide d'aide à la réalisation mais d'une grille de lecture qui permet d'apprécier le contenu des volets. Ce guide** place la **démarche d'évaluation des risques** au cœur du volet sanitaire des études d'impact. Il serait souhaitable de le compléter en abordant les aspects de gestion des risques (chapitre des mesures compensatoires des études d'impact).
- 2) de son côté, le ministère de l'environnement a engagé une réflexion autour de dossiers types. En définitive, deux guides sont attendus prochainement.

* la circulaire du 17.02.98 va dans ce sens puisqu'il est question de « ces nouveaux volets de l'étude d'impact » (2.1.2.2), de « ce volet de l'étude d'impact » (2.2.1)

** Analyse des risques sanitaires et volet sanitaire des études d'impact. Guide à l'intention des services déconcentrés des ministères (document de travail en cours).

S'y référer pour une présentation de la démarche d'évaluation des risques ainsi qu'aux articles [4,30].

- 3) parallèlement à ces groupes de travail, un GEPP, Groupe d'Echanges et de Pratiques Professionnelles, a été constitué sous l'égide de l'ENSP. Réunissant des acteurs de terrain de tous horizons (administrations, bureaux d'études), il contribue à la réflexion sur la faisabilité du volet sanitaire des études d'impact.

Objectif du stage

L'objectif du stage est d'analyser la faisabilité du volet sanitaire au sein du bureau d'études SAUNIER/TECHNA. Compte tenu de la nature des dossiers traités par la structure d'accueil, il a été décidé de centrer la réflexion autour des dossiers de stations d'épuration d'eaux résiduaires urbaines et des plans d'épandage de boues.

Après un rappel des principales caractéristiques d'une étude d'impact de station d'épuration (1), une synthèse des **risques** sanitaires (2) et des mesures de gestion disponibles (3) est effectuée. L'évaluation des risques sanitaires* est réalisée selon les 4 étapes de la démarche d'évaluation des risques.

L'identification des **dangers**** permet de distinguer deux types d'agents dangereux :

- les agents intrinsèques, inhérents à la composition des eaux usées : il s'agit des microorganismes pathogènes, des micropolluants métalliques et organiques. Ces agents intrinsèques se retrouvent dans les différents compartiments : eaux usées, eaux traitées, boues à des teneurs différentes en fonction du degré d'abattement le long de la chaîne de traitement, mais leur potentiel dangereux reste le même.
- les produits (contenant des agents dangereux) ou nuisances (bruit, odeurs) générés le long de la filière de traitement.

Une caractérisation de l'exposition professionnelle et de l'exposition de la population générale est effectuée.

La caractérisation du risque permet d'effectuer une synthèse des connaissances disponibles.

Les aspects de gestion des risques intervenant dans les études d'impact au titre des mesures compensatoires, un état des lieux des mesures de gestion disponibles – réglementaires ou préventives – est dressé.

Parallèlement à cette approche bibliographique, l'étude d'un dossier en cours – celui de la station d'épuration de Trégastel dans le département des Côtes d'Armor (4) – souligne l'intérêt de la démarche d'évaluation des risques comme outil pour la réalisation de ces volets santé. Les difficultés rencontrées mettent en évidence les limites de cette démarche, notamment dans le domaine de la microbiologie (liées à l'état des connaissances).

* les risques sanitaires sont liés au fonctionnement des ouvrages / au rejet de la station d'épuration (différentes modalités de rejet sont examinées) ou à la réutilisation des eaux usées en irrigation / à l'épandage de boues résiduaires.

** il convient de bien faire la distinction entre le **danger** – propriété indésirable intrinsèque du produit – et le **risque** – probabilité de survenue de l'effet indésirable suite à l'**exposition** au produit.

1 Etude d'impact des stations d'épuration

1.1 Contenu d'une étude d'impact

Le décret du 12.10.77 – modifié par le décret du 25.02.93 – définit le contenu de l'étude d'impact :

- analyse de l'état initial du site,
- présentation détaillée du projet comprenant plusieurs alternatives techniques de mise en œuvre,
- analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement [et la santé]^{*}, et en particulier sur la faune et la flore, les sites et paysages, le sol, l'eau, l'air, le climat, les milieux naturel et les équilibres biologiques, sur la protection des biens et du patrimoine culturel, et le cas échéant, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses) ou sur l'hygiène, la sécurité et la salubrité publique,
- justification de la solution retenue,
- analyse des conséquences dommageables prévisibles sur l'environnement [et la santé] de la solution retenue,
- mesures envisagées pour supprimer, réduire et si possible compenser les conséquences dommageables du projet sur l'environnement [et la santé] ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes,
- analyse des méthodes utilisées mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifiques rencontrées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement [et la santé], comprenant un résumé non technique à l'intention du public.

1.2 Eléments du dossier d'autorisation d'une station d'épuration

Une description de la procédure administrative de demande d'autorisation figure en annexe 2.

L'article 2 du décret n° 93-742 du 29.03.93 – relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration au titre de la loi sur l'eau – fixe le contenu du dossier d'autorisation, qui comporte :

- 1) le nom et l'adresse du demandeur,
- 2) l'emplacement sur lequel l'installation, l'ouvrage, les travaux ou l'activité doivent être réalisés,
- 3) la nature de l'ouvrage, la consistance, le volume et l'objet de l'ouvrage, de l'installation ou de l'activité envisagés,
- 4) un document indiquant compte tenu des variations saisonnières et climatiques, les incidences de l'opération sur la ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, le niveau et la qualité des eaux, y compris de ruissellement, ainsi que sur chacun des éléments visés à l'article 2 de la loi sur l'eau, en fonction des procédés mis en œuvre, des modalités d'exécution des travaux ou de l'activité, du fonctionnement des ouvrages ou installations, de la nature, de l'origine et du volume des eaux utilisées ou concernées. Ce document précise s'il y a lieu, les mesures compensatoires correctives envisagées et la compatibilité du projet avec le schéma d'aménagement et de gestion des eaux et avec les objectifs de qualité des eaux. Si ces informations sont données dans une étude d'impact ou une notice d'impact, celle-ci remplace le document d'incidence.
- 5) les moyens de surveillance prévus et si, l'opération présente un danger, les moyens d'intervention en cas d'incident ou d'accident,
- 6) les éléments graphiques, plans ou cartes utiles à la compréhension des pièces du dossier.

La nomenclature des opérations soumises à déclaration ou à autorisation figure dans le décret n° 93-743 du 29.03.93. Le rejet de la station d'épuration (rubrique 5.1.0), ainsi que l'épandage des boues (rubrique 5.4.0) en font partie.

^{*} La prise en compte **des effets sur la santé** – conformément à l'article 2 **modifié** de la loi du 10.07.76 – n'a pas encore été intégrée dans son décret d'application du 12.10.77.

Au titre de la loi du 10.07.76, les ouvrages sont également soumis à une étude d'impact pour les stations d'une capacité supérieure à 10 000 E.H (ou à une notice d'impact pour les stations d'une capacité inférieure).

L'étude d'impact porte sur les phases de réalisation* et d'exploitation des ouvrages, en situation de fonctionnement normal et en période de dysfonctionnement (paragraphe 2.2.2.2.6 de la circulaire du 17.02.98).

Par ailleurs, le document d'incidence doit prendre en compte **la globalité du système d'assainissement** : collecte/ traitement /rejet/sous-produits (arrêté du 22.12.94, article 2).

Au stade de la conception d'une station d'épuration, lorsque la voie de la valorisation agricole des boues est choisie, seule une étude de faisabilité globale de l'épandage est possible (circulaire DE/GE n°357 du 16.03.99). Cette étude de faisabilité porte sur les capacités de stockage nécessaires, et sur l'aptitude des sols à l'épandage. Un plan d'épandage détaillé, faisant l'objet d'une demande d'autorisation distincte, est réalisé par la suite conformément à la réglementation boue (décret du 08.12.97 et arrêté du 08.01.98).

Dans l'attribution des études, il arrive que ce ne soit pas le même bureau d'études qui soit chargé de la réalisation de l'étude d'impact et du plan d'épandage : par conséquent, il semblerait logique que la partie du volet sanitaire de l'étude d'impact consacrée aux boues soit réalisée dans le cadre du plan d'épandage, lorsque toutes les informations nécessaires sont disponibles (parcelles concernées, doses appliquées).

1.3 Particularités des dossiers de Station d'épuration

1.3.1 Déroulement de l'étude d'impact

L'étude d'impact d'une station d'épuration se déroule généralement en deux temps :

- les études préalables permettent de définir le site de la station, ainsi que les modalités de rejet : niveau de traitement, localisation du rejet (éventuellement phasage du rejet, dans le cas d'un rejet en mer par exemple),
- à l'issue du concours, une analyse détaillée de l'impact de la solution retenue ainsi qu'une estimation chiffrée des mesures compensatoires sont réalisées.

Il faut bien noter qu'au stade des études préalables, les filières de traitement définitives ne sont pas encore fixées : il s'agit là de l'impact du projet au stade de sa définition du moment. En pratique, la réalisation du volet sanitaire n'est possible qu'à l'issue du concours (lorsque toutes les informations nécessaires sont disponibles, notamment concernant la partie relative à l'impact des ouvrages ainsi qu'à l'épandage des boues).

Mais dans une optique de santé publique, il serait souhaitable que les préoccupations sanitaires soient prises en compte dès le stade des études préalables, au même titre que les considérations technico-économiques, sociales et environnementales. La faisabilité d'une telle démarche est tributaire des moyens disponibles au sein du bureau d'études (en terme de budget alloué à l'étude, de délais de réalisation, et de compétences...).

* les risques liés à la phase de réalisation des ouvrages ne seront pas abordés dans ce document car il s'agit de risques non spécifiques, propres à l'ensemble des chantiers de génie civil : bruit, poussières...

1.3.2 Comparaison avec les ICPE

Contrairement aux ICPE, dont le dossier d'autorisation comprend une étude d'impact, une étude de dangers et une notice d'hygiène et de sécurité*, seule une étude d'impact est requise pour les stations d'épuration (à l'exception des STEP dont la charge en effluent industriel est supérieure à 70% de la DCO, qui sont des ICPE).

- Exposition du personnel de station d'épuration.

La finalité du volet sanitaire étant d'analyser les effets du projet sur la santé, il convient de s'intéresser à l'ensemble des populations exposées : ainsi, même si la législation du travail prend en charge la santé du personnel d'exploitation (paragraphe 2.2.2.2.5 de la circulaire du 17.02.98), ce groupe n'en demeure pas moins la population « à priori » la plus exposée. C'est pourquoi, dans le cadre du mémoire, **l'exposition du personnel de station d'épuration sera prise en compte.**

- Intégration de la sécurité dès la conception des stations d'épuration

La circulaire du 27.09.93 – relative à l'application du décret du 25.02.93 (complétant le contenu des études d'impact) – précise que :

« l'étude d'impact devra comporter une analyse des risques d'accidents susceptibles d'affecter la sécurité des riverains ou des usagers des équipements réalisés et présenter la nature et l'étendue des conséquences que peut avoir un accident éventuel, ainsi que les mesures propres à en réduire la probabilité ou les effets. »

Dans le cas des stations d'épuration, l'arrêté du 22.12.94 (art 13), impose une prise en compte de la fiabilité des installations dès la conception :

« le système de traitement doit faire l'objet d'une analyse des risques de défaillance, de leurs effets et des mesures prévues pour remédier aux pannes éventuelles ».

La circulaire du 12.05.95 précise la mise en œuvre de cette démarche :

- une note de fiabilité est exigée lors de la consultation des entreprises,
- à l'issue du concours, le constructeur fournit une analyse des risques de défaillances.

Le contenu de cette analyse des risques de défaillance (paragraphe 2.2.2 de la circulaire du 12.05.95) ne s'apparente pas à l'étude de danger des installations classées car il vise essentiellement la protection du milieu aquatique. Cette analyse des risques de défaillance pourrait néanmoins constituer une base intéressante pour la réalisation du volet sanitaire relatif aux ouvrages de la STEP en cas de dysfonctionnement, car elle permet de localiser les postes « critiques ».

* La notice d'hygiène et de sécurité renseigne sur l'exposition des travailleurs, mais aucun texte ne détaille son contenu. Le Code du Travail prévoit la consultation du Comité d'Hygiène, de Sécurité et des Conditions de Travail lors de la phase d'enquête publique et après mise en service de l'installation.

2 Evaluation des risques liés aux stations d'épuration

2.1 Identification du danger

Cette étape permet d'identifier les agents dangereux liés au contenu des eaux usées – agents intrinsèques – et les produits (contenant des agents dangereux) ou nuisances générés lors des étapes de traitement.

2.1.1 Identification des agents dangereux intrinsèques

Les eaux usées contiennent trois catégories d'agents dangereux : les microorganismes pathogènes, les éléments traces métalliques et les micro-polluants organiques.

2.1.1.1 Microorganismes pathogènes

La liste des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées – bactéries, virus, parasites (protozoaires, helminthes), champignons – figure en annexe 3. Globalement, les eaux usées ont une composition relativement stable (voir tableau n°1).

Tableau 1: teneurs moyennes en microorganismes dans les eaux usées brutes [29]

Microorganisme	Teneurs dans les effluents bruts
Bactéries	
Escherichia coli	10^4 - 10^8 /100ml
Entérocoques-Streptocoques fécaux	10^4 - 10^7 /100ml
Salmonelles	0 - 10^3 /100ml
Virus	
Bactériophages MS2 et X174	0 - 10^6 /100ml
Parasites	
Kystes de Giardia	10^1 - 10^5 /100ml
Oocystes de Cryptosporidium	0 - 10^4 /100ml
Œufs d'helminthes	0 - 10^2 /100ml

Le potentiel dangereux des eaux usées résulte à la fois du contenu des eaux usées et des caractères biologiques des microorganismes : pouvoir infectieux, résistance aux procédés d'épuration, capacité à survivre et à se développer (voir tableaux n°2 et 3)

Tableau 2: caractéristiques biologiques des microorganismes/réponse de l'hôte [12]

Latence	Durée nécessaire pour qu'un agent devienne infectieux
Survie dans l'environnement	
Multiplication dans l'environnement	Cas des bactéries (et de quelques parasites)
Dose minimale infectante (DMI)	Plus petite quantité de germes nécessaires pour provoquer l'infection, Caractérise l'infectivité = capacité du m.o à survivre et à se développer dans le corps de l'hôte (virus : quelques dizaines/ bactéries : 10^2 - 10^6) l
Virulence	Capacité du m.o à induire des troubles cliniques chez le sujet infecté Connaissances fragmentaires (virus : de 1 à 97% soit 50% en moyenne)
Létalité	Connaissances fragmentaires (virus : $1^{0/100}$ (estimation moyenne), 1% estimation conservatrice pour les virus les plus pathogènes)
Réponse de l'hôte	Fonction de l'état immunitaire, Population sensible : jeunes enfants, personnes âgées, immunodéprimés

* Leur contenu est influencé géographiquement par l'origine des rejets associés (rejets industriels, rejets du système de soins), la nature du réseau (dilution par les eaux pluviales), la taille de la station d'épuration (effet tampon des grosses installations). Un contexte épidémique ou épizootique local pourra entraîner l'apparition ou l'augmentation du microorganisme en cause (une évaluation plus précise du risque sera effectuée dans ces cas).

Tableau 3 : classification des différents agents pathogènes permettant d'apprécier leur potentiel infectieux [12]

Classe I	DMI faible (<100), latence nulle, contagion interhumaine directe (Ex : amibes, Giardia, virus)
Classe II	DMI plus élevée, latence nulle, survie et multiplication dans l'environnement. De faibles quantités excrétées peuvent donner naissance à de fortes concentrations infectantes si un substrat favorable est trouvé. (Ex : bactéries)
Classe III	Parasites à transmission directe, latence + ou – longue, durée d'incubation dans l'environnement nécessaire à l'acquisition du caractère infectant, pas de contagion interhumaine (Ex : Ascaris, Ankylostome, Anguillule, Trichocéphale)
Classes IV, V, VI	Parasites à cycle complexe, avec un ou plusieurs hôtes intermédiaires, pas de contagion interhumaine

A l'heure actuelle, en France, le risque sanitaire le plus important lié à une contamination fécale du milieu est représenté par les salmonelles des gastro-entérites aiguës, les virus, les parasites Giardia et Cryptosporidium.

2.1.1.2 Les micro-polluants métalliques dans les eaux usées [57], [63]

Les micropolluants métalliques dans les eaux usées ont pour origine la corrosion des conduites (Cu, Pb), le ruissellement des eaux pluviales (Pb, Zn, Ni), les activités domestiques et industrielles (Cd, Hg, Cr, Ni). Les éléments métalliques les plus abondants dans une eau usée sont par ordre décroissant : Fe, Zn, Mn et Cu, les autres éléments existent à l'état de trace.

- éléments traces fréquents
 - oligo-éléments : B, Cu, Fe, Mn, Mo, Co, Zn
 - éléments indésirables : As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se. Les trois métaux lourds (Pb, Cd, Hg) sont responsables d'une toxicité chronique en raison de leur pouvoir cumulatif dans l'organisme.
- éléments traces occasionnels : Ag, Al, Ba, Bi, Be, Br, Cl, CN, F, In, Pt, Sb, Sn, Sr, Tl, Te, Ti, U, V...

Du fait de l'abaissement des seuils de détection analytique, la liste des micropolluants métalliques susceptibles d'être mis en évidence dans les eaux usées est impressionnante : il s'avère impossible dans le cadre de cette étude d'être exhaustif sur la toxicité de chacun de ces polluants et telle n'est pas la finalité. C'est pourquoi, une alternative possible est de mener une évaluation des risques plus poussée lorsque les teneurs en éléments métalliques dans les boues pour les éléments traces fréquents dépassent les valeurs moyennes des boues françaises (cf annexe n°4), ou les valeurs de l'arrêté du 08.01.98 ou qu'un raccordement d'une industrie polluante est connu :

- dosage de l'élément métallique dans la boue,
- détermination de la spéciation du métal (forme libre, complexée ou adsorbée) qui conditionne ses possibilités de transfert dans le sol,
- détermination de sa biodisponibilité – aptitude à être transférée vers le système racinaire du végétal – fonction du pH (à l'exception du Cadmium), de la température, de l'humidité, de l'aération du milieu, de la nature des espèces végétales,
- compte tenu du comportement spécifique du métal (possibilités de transfert dans le sol, dans la plante voire dans la chaîne alimentaire (la voie privilégiée étant l'eau de boisson, mais le risque lié aux piscicultures en aval de rejet de STEP doit également être pris en compte), une recherche d'informations sur la toxicité du métal est alors effectuée : une liste de sources d'informations possibles figure en annexe 5.

* La prise de conscience du risque lié à Cryptosporidium est récente, la crise de Milwaukee (400 000 cas en 1993 aux Etats-Unis) en a été le facteur déclenchant. Si la Cryptosporidiose est bénigne chez des individus sains, elle peut entraîner une déshydratation sévère chez les immunodéprimés et leur être fatale.

2.1.1.3 Les micro-polluants organiques dans les eaux usées [58],[63]

L'apport essentiel en micropolluants organiques dans les eaux usées urbaines provient des eaux pluviales et des apports industriels. Les familles de composés organiques présentant des risques pour la santé humaine présents dans les eaux usées sont : les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, les phénols, les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA), les substances organochlorées dont les polychlorobiphényles (PCB), les pesticides, les nitrosamines, les esters de phtalate, les composés organométalliques et les cyanures. Il faut y ajouter en raison de leur grande abondance les détergents.

Il apparaît une faible dégradabilité des HPA et des PCB dans les sols, et des risques potentiels de transfert vers les plantes et les animaux supérieurs dans le cas des PCB [63].

2.1.2 Identification des produits et des dangers générés par le fonctionnement de la station

2.1.2.1 Les refus de pré-traitement

Les refus de pré-traitement sont constitués des refus de dégrillage, de dessablage et de dégraissage. On dispose de leur caractérisation physico-chimique. Une étude réalisée à l'ENSP sur 10 stations de capacité inférieure à 20 000 EH en Ille et Vilaine, a permis une caractérisation microbiologique des refus de dégraissage : les teneurs en coliformes fécaux, streptocoques fécaux et salmonelles des refus de dégraissage s'apparentent à celles des eaux usées brutes [38].

Du fait de l'évolution du contexte réglementaire (notamment de la loi du 13.07.92 qui limite la mise en décharge aux déchets ultimes à l'horizon 2002, du décret boues de 1997 qui interdit l'épandage des sables et des graisses), on s'oriente vers une nécessaire valorisation de ces sous-produits :

- le traitement des sables en vue d'une valorisation en remblai apparaît comme une alternative intéressante à la mise en décharge,
- le traitement biologique des graisses par voie aérobie se développe (procédés LIPOCYCLE, BIOLIX et BIOMASTER),
- les refus de dégrillage sont assimilés aux ordures ménagères auxquelles ils s'apparentent par leur teneur en humidité et leur charge en matière organique et traités en tant que tels.

D'un point de vue sanitaire, l'assimilation des refus de dégrillage aux ordures ménagères n'est pas justifiée : en effet, ce sont les refus les plus dangereux car ils sont fortement contaminés par les matières fécales brutes et peuvent contenir des objets souillés par du sang et du sperme (seringues, préservatifs, serviettes hygiéniques, pansements) potentiellement contaminés par le virus de l'hépatite B en particulier. Le risque lié à la présence du VIH dans les eaux usées serait très faible.

Il ressort que sur une station d'épuration, le risque principal lié aux refus de pré-traitement est représenté par les refus de dégrillage manuel du fait de leur forte charge microbiologique, de la présence de produits piquants/coupants, de la nature du poste de travail qui nécessite le contact, la manipulation directe.

Faute de données quantitatives sur la contamination microbiologique des refus de dégrillage, l'évaluation des risques ne peut être poursuivie au delà de la première étape d'identification du danger.

2.1.2.2 Les aérosols

Les stations d'épuration génèrent des aérosols d'eaux usées, ensemble de particules en suspension dans l'air dont la taille varie de 0.1 à 50 µm. Les sources d'aérosols sont les aérateurs de surface (turbine, brosse), les dispositifs d'insufflation d'air, d'abattement de mousses (l'action du vent sur les mousses peut également créer des aérosols), les lits bactériens, les lames déversantes de décanteurs, les vis d'Archimède.

*la persistance du VIH dans les eaux usées serait de 12 heures, une diminution de 2-3 log de l'infectivité serait observée au bout de 48 heures, d'après « HIV survivability in wastewater » CASSON et al, Water Environment Research, 1992, vol 64, n°3, 213-215

On dispose principalement d'études sur la contamination microbiologique des aérosols [10,16,18,21]. Quelques études abordent les risques sanitaires liés à une contamination chimique des aérosols, mais elles ont été réalisées pour des stations mixtes ou industrielles [35,36,37]. En cas de raccordement d'un industriel important, une évaluation des risques plus poussée serait nécessaire (elle nécessiterait des données précises sur la qualité chimique de l'effluent industriel raccordé, des eaux usées de la station et idéalement des aérosols...). **Seule la contamination microbiologique des aérosols sera étudiée dans le cadre de ce mémoire.**

Lors de l'inhalation d'aérosols, le comportement aérodynamique des particules dans l'arbre respiratoire et leur lieu de dépôt sont fonction :

- de la granulométrie de la particule :
certaines particules ne dépassent pas le carrefour rhino-pharyngé, d'autres gagnent l'arbre trachéo-bronchique, enfin les plus **fines** ($\phi < 5 \mu\text{m}$) **parviennent aux alvéoles** : environ 5% des particules inhalées atteignent le poumon profond. Les particules arrêtées au niveau rhino-pharyngé ou trachéo-bronchique ($\phi > 5\mu\text{m}$) sont le plus souvent dégluties ou évacuées par expectoration ou mouchage.
- du volume d'air inspiré et de la fréquence de la respiration liés à l'activité physique :
les volumes inhalés sont de $0.45 \text{ m}^3/\text{h}$ au repos, $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ pour une activité modérée et $2.4 \text{ m}^3/\text{h}$ pour une activité intense. L'aérodynamique pulmonaire influe surtout sur le comportement des particules fines, dont la pénétration augmente avec l'activité physique.

Les voies d'exposition aux aérosols sont donc les voies respiratoires et digestives. Le tapis muco-ciliaire joue un rôle prédominant dans l'épuration pulmonaire des aérosols formés sur une station d'épuration : les personnes sensibles sont donc les personnes souffrant de pathologies pulmonaires. Toute agression (tabagique, zone de forte pollution atmosphérique) qui inhibe ou détériore les épithéliums ciliés accroît donc le risque infectieux.

- Microorganismes pathogènes [28]

Les microorganismes pathogènes d'origine fécale présents dans les aérosols sont essentiellement des bactéries et des virus, des spores de champignon (levures, moisissures). Les parasites sont probablement absents du fait de leur taille [16].

- Endotoxines [8, 20, 22, 49]

Les aérosols peuvent également contenir des endotoxines (constituants complexes de la paroi des bactéries Gram négatif). Leur effet toxique est accru par le chauffage (production d'endotoxines lors de la déshydratation thermique des boues). Pour être active, une endotoxine doit être libérée de la surface bactérienne (c'est le cas lors de la mort ou de la multiplication de la bactérie support). Les endotoxines pénètrent dans les voies respiratoires et ont une action antigénique et allergisante. Elles seraient responsables du « syndrome des eaux usées » décrit par Rylander dont les symptômes disparaissent au bout de 48 heures, laissant une fatigue résiduelle transitoire :

- troubles oculaires à début aigu, accès de fièvre à $39-40^\circ\text{C}$, diminution des capacités respiratoires,
- nombre élevé d'immunoglobulines, de leucocytes, de thrombocytes,
- diminution du nombre de globules blancs,
- atteintes au système de coagulation.

2.1.2.3 Substances chimiques

2.1.2.3.1 Réactifs utilisés pour le traitement

La chaux, les sels de fer ou d'aluminium ont une action corrosive. Les caustiques alcalins, la chaux notamment, sont capables lorsqu'ils sont inhalés d'entraîner des lésions du système respiratoire, ils sont dangereux pour les yeux et peuvent provoquer des atteintes cutanées. Le contact répété avec les sels métalliques et les polyélectrolytes peut être à l'origine d'atteintes dermatologiques et oculaires [18, 21]. Il y a utilisation de réactifs dans les étapes de :

- traitement physico-chimique (coagulation/floculation) : utilisation de sels de Fer, d'aluminium et de calcium, et de polymères organiques,
- conditionnement chimique des boues : utilisation de sels de fer et de chaux, ou injection de polymère,
- chaulage des boues : chaux vive CaO ou chaux éteinte (Ca(OH)_2).

2.1.2.3.2 Formation de composés gazeux

Les deux principaux gaz rencontrés dans l'atmosphère des stations d'épuration et potentiellement dangereux pour la santé sont l'hydrogène sulfuré et le méthane, dangereux du fait de son inflammabilité. La voie principale et quasi exclusive d'absorption de H₂S est la voie respiratoire. Du fait des teneurs rencontrées sur les stations d'épuration, une intoxication aiguë (voir tableau n°5) à l'H₂S apparaît peu probable (sauf en cas de dysfonctionnement des digesteurs, communication avec Mme LEGEAS). Le risque existerait plus dans le réseau, pour les égoutiers.

Tableau 4 : relation dose-effet pour l'H₂S [14]

[H ₂ S]		Effets sur la santé
mg/m ³	ppm	
1400-2800	1000-2000	Collapsus et paralysie respiratoire
750-1400	530-1000	Stimulation du système nerveux central, hyperapnée et arrêt respiratoire
450-750	350-530	Œdème pulmonaire
210-350	150-250	Perte de l'olfaction
70-140	50-100	Atteintes oculaires sévères
15-30	10-20	Irritations oculaires

(1ppm = 1.5 mg/m³, 1mg/m³ = 0.67 ppm)

A long terme, les effets d'une intoxication chronique (pour des teneurs en H₂S < 30 mg/m³) sont mal connus [14] : une augmentation de la prévalence des affections oculaires chez les travailleurs exposés à des niveaux de H₂S de l'ordre de 0.2 à 8.9 mg/m³ a été rapportée. Une valeur guide, basée sur une évaluation de risque oculaire a été fixée à 150 µg/m³ pour une exposition moyenne de 24 heures (correspondant à un facteur de protection de 100). Il existe peu de données permettant de savoir si ces troubles sont en rapport avec des expositions intermittentes à des niveaux élevés de concentration, ou des expositions chroniques à des faibles niveaux.

2.1.2.4 Nuisances générées par le fonctionnement de la station

Le concept de santé a beaucoup évolué passant, selon de la définition de l'OMS de « l'absence de maladie » à un état de « **complet bien-être physique, mental et social** ». Par conséquent, l'approche des nuisances générées par une station d'épuration – odeurs et bruit – ne peut être dissociée de l'étude des effets sur la santé.

2.1.2.4.1 Les nuisances olfactives

« L'exposition fréquente à des odeurs peut générer un état de stress, relié au sentiment d'altération de l'environnement, de perte de jouissance des lieux » [31]

Les principales caractéristiques des odeurs sur une station d'épuration sont les suivantes [32,40] :

- Composés responsables d'odeurs sur une station d'épuration : composés soufrés, azotés, et à un degré moindre, les aldéhydes et les cétones,
- Principales causes d'odeur
 - facteurs externes (30 à 40%), difficilement maîtrisables : charge en matière organique de l'effluent (plus élevée en cas de raccordement d'industrie agroalimentaire), fermentation favorisée par des temps de séjour trop longs dans le réseau (notamment les réseaux sous pression), température, ouvrages des filières eau et boues,
 - facteurs internes (pour 60 à 70%), liés aux conditions d'exploitation (trop forte charge, temps de séjour trop élevé).
- Postes critiques sur la station d'épuration
 - arrivée de l'effluent brut/ pré-traitements
 - traitement biologique (la concentration en composés soufrés mesurée à la surface des bassins d'aération reste faible)
 - filière de traitement des boues, principale source d'odeurs sur la station

Tableau 5 : seuils olfactifs des principaux composés odorants rencontrés dans l'atmosphère des STEP [66, 40]

Classe du composé	Composé	Formule chimique	Seuil olfactif (mg/Nm ³ air)
Soufrés	Hydrogène sulfuré	H ₂ S	0.0001 à 0.03
	Méthylmercaptan	CH ₃ SH	0.0005 à 0.08
	Ethylmercaptan	C ₂ H ₅ SH	0.0001 à 0.03
	Diméthylsulfure	(CH ₃) ₂ S	0.0025 à 0.65
	Diéthylsulfure	(C ₂ H ₅) ₂ S	0.0045 à 0.31
	Diméthyldisulfure	(CH ₃) ₂ S ₂	0.003 à 0.014
Azotés	Ammoniac	NH ₃	0.5 à 37
	Méthylamine	CH ₃ NH ₂	0.021
	Ethylamine	C ₂ H ₅ NH ₂	0.05 à 0.83
	Diméthylamine	(CH ₃) ₂ NH	0.047 à 0.16
	Indole	C ₈ H ₆ NH	0.0006
	Scatole	C ₉ H ₈ NH	0.008 à 0.10
	Cadavérine	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	/
Acides gras volatils	Acétique	CH ₃ COOH	0.025 à 6.5
	Butyrique	C ₃ H ₇ COOH	0.004 à 3
	Valérique	C ₄ H ₉ COOH	0.008 à 1.3
Aldéhydes et cétones	Formaldéhyde	HCHO	0.033 à 12
	Acétaldéhyde	CH ₃ CHO	0.04 à 1.8
	Butyraldéhyde	C ₃ H ₇ CHO	0.013 à 15
	Isovaléraldéhyde	(CH ₃)CHCH ₂ CHO	0.072
	Acétone	CH ₃ COCH ₃	1.1 à 240

2.1.2.4.2 Les nuisances sonores

Les nuisances sonores générées par une station d'épuration ont pour origine le fonctionnement des ouvrages (notamment bruit des pompes, des surpresseurs, des turbines), ainsi que l'évacuation des sous-produits. De manière générale, le bruit généré par une station d'épuration est continu, il faut cependant tenir compte d'une augmentation significative du niveau de bruit lors de la période d'épandage des boues (va et vient des camions).

- Effets du bruit [67]

Les effets auditifs du bruit sont bien connus* et concernent principalement le milieu du travail. Le bruit peut également entraîner des réponses non spécifiques liées au stress (modifications de nombreuses fonctions physiologiques : système cardiovasculaire, neuroendocrinien, effets sur le sommeil, l'humeur). Les bruits fluctuants (intermittents) provoqueraient plus d'effets que les bruits continus.

- Sensibilité au bruit

La gêne ressentie est éminemment subjective : lorsque le niveau de bruit baisse, la notion de seuil de gêne dépend plus de la sensibilité individuelle que du niveau acoustique réel. De plus, les seuils de gêne définis de manière statistique sur l'ensemble d'une population doivent prendre en compte des groupes sensibles (personnes dépressives, ou en situation difficile divorce, chômage).

- paramètres liés au bruit : caractère répétitif, impossibilité de pouvoir le contrôler (il existe une différence entre le bruit que l'on génère de celui qui nous est imposé par les autres, même si leurs caractéristiques physiques sont les mêmes), conditions dans lesquelles il survient (nuit).
- paramètres d'ordres psychologique et/ou physiologique.

2.1.2.5 Les boues

Les filières de traitement eau et boue concentrent les microorganismes pathogènes, les micropolluants métalliques et organiques dans les boues.

L'évaluation des risques sanitaires liés à l'épandage des boues ne sera pas réalisée dans ce document, car elle a fait l'objet de recommandations du CSHPF qui figurent dans la circulaire DGS n°97/655 du 30.09.97. Ces recommandations, fondées sur une démarche d'évaluation des risques, ont été intégrées dans la nouvelle réglementation boue (décret du 08.12.97 et arrêté du 08.01.98). Il

* les courbes du professeur Wisner permettent d'évaluer les effets auditifs du bruit

ne nous appartient pas, dans le cadre de ce mémoire, de dépasser les travaux réalisés par ce comité d'experts.

2.1.2.6 Le rejet

Les teneurs en microorganismes du rejet sont fonction de l'efficacité des filières de traitement (voir tableau n°6) et de la présence ou non d'une désinfection*.

Tableau 6 : Rendement des procédés d'épuration en unité log [29]

Etape de traitement	virus	bactéries	protozoaires	helminthes
Décantation primaire Simple	0-1	0-1	0-1	1-2
Physico-chimique	0-1	1-2	0-1	1-3
Boues activées	1-2	1-3	1-2	1-2
Lits bactériens	0-1	0-2	0-1	
Lagunage (30 jours)	1-4	1-6	2-3	2-3

La contamination microbiologique du rejet est appréciée à l'aide des germes témoins de contamination fécale. La présence des germes test dans une eau indique la probabilité mais non la certitude d'une contamination de pathogène de même origine fécale. En revanche, leur absence ne signifie pas l'absence de risque sanitaire : en effet, les indicateurs témoins sont uniquement représentatifs du comportement des bactéries pathogènes (et non de celui des virus ou des parasites). De plus, la résistance des germes à certains traitements de désinfection (ex : chloration) est plus faible que celle des pathogènes, ce qui masque la réalité du risque sanitaire.

2.2 Caractérisation de l'exposition

La caractérisation de l'exposition nécessite la connaissance des voies de transfert des « polluants », des voies d'exposition, du niveau d'exposition et de la population exposée.

La définition de la zone d'étude ou zone d'impact, prévue par la circulaire du 17.02.98, n'est possible qu'une fois les modes de transfert des polluants et les usages sensibles connus.

2.2.1 Caractérisation de l'exposition professionnelle

2.2.1.1 Population exposée

Les préposés de station d'épuration, au nombre de 34 000 en France ainsi que les différents intervenants dans la filière boue constituent la population exposée au risque professionnel.

Les risques encourus par le personnel de station d'épuration sont de plusieurs ordres [21] :

- risques liés à la nature des équipements, mécaniques ou électriques,
- risque chimique : lié à la manipulation de réactifs, ou à l'inhalation d'aérosols,
- risque infectieux,
- nuisances générées par le fonctionnement des ouvrages (odeurs et bruit).

Seule l'exposition au risque microbiologique sera étudiée dans le cadre de ce document. Les préposés de station d'épuration sont exposés aux eaux usées, aux aérosols, aux refus de pré-traitement et aux boues. Concernant les refus de pré-traitement, l'évaluation des risques ne sera pas poursuivie au delà de l'étape d'identification du danger, des mesures préventives permettant de limiter le risque (se référer pour cela à la partie « gestion des risques »). L'exposition aux boues des intervenants de la filière boue et des préposés de station ne sera pas étudiée dans le cadre de ce

* parmi les procédés de désinfection, citons le lagunage, l'infiltration-percolation, les procédés physiques (UV, filtration membranaire), chimiques (chloration, ozonation). Pour les avantages et inconvénients de chacune de ces techniques, se référer aux recommandations du CSHPF relatives à la désinfection des eaux usées urbaines (octobre 1995).

rapport (il convient de se référer pour cela aux recommandations sanitaires du CSHPF relatives à l'épandage de boue).

2.2.1.1.1 Les voies d'exposition

- voie cutané-muqueuse (eaux usées)
 - contact direct : souillure d'une plaie, d'une dermatose,
 - voie transcutanée : possible pour certains germes (*leptospira, ankylostoma, brucella*),
 - voie conjonctivale.
- voie digestive : essentiellement manuportée, directement (mains sales portées à la bouche) ou indirectement (aliments, cigarettes), elle peut également être réalisée par la déglutition d'agents initialement inhalés (aérosols).
- inhalation (aérosols) .

2.2.1.2 Niveau d'exposition

2.2.1.2.1 Niveau d'exposition aux eaux usées

Le niveau d'exposition est fonction de la charge en microorganismes au moment de l'exposition, fonction de l'étape de traitement (voir tableau n°6, paragraphe 2.1.2.6).

2.2.1.2.2 Niveau d'exposition aux aérosols

La densité initiale de germes est comparable à celle du liquide pulvérisé (effluent, boue activée) à l'exception des aérosols issus de mousses (les mousses concentrant les particules en suspension, concentrent également les germes).

- Devenir des microorganismes au sein des aérosols

Lorsque l'atmosphère n'est pas saturée, une évaporation brutale, de quelques secondes, suit la pulvérisation : il y a transformation des gouttelettes en poussières transportées par le vent, vecteurs de la contamination. Cette déshydratation entraîne une disparition importante de la population bactérienne initiale (c'est le principal facteur de mortalité bactérienne). Seuls 5% des germes totaux survivent après un trajet aérien de quelques dizaines de mètres [16]. Les spores bactériennes, les virus résistent mieux à la dessiccation surtout lorsqu'ils sont protégés par un dépôt de matière organique ou minérale.

- Facteurs à l'origine de la décroissance [16]

- dilution,
- sédimentation (pour les particules les plus grosses),
- adsorption sur des surfaces interceptant le vent porteur,
- conditions atmosphériques : température, humidité relative, rayonnement solaire.

La survie des germes est favorisée par un ensoleillement réduit (couverture nuageuse, nuit), une humidité relative >70%, une température faible (<15°C).

- Nombre de germes par particule viable [10, 16]

Une particule viable (PV) est définie comme un aérosol contenant au moins un germe. Le nombre de germes par PV est fonction du diamètre de la particule. Si l'on se place à quelque distance, les plus grosses gouttelettes ont sédimenté et l'on peut considérer que les particules sont unigermes dès que leur diamètre est inférieur à 7 µm. Le cas des virus est différent car ils restent en amas, portés par des particules de diamètre inférieur à 1µm. Ils représentent un risque sanitaire plus élevé que les bactéries du fait de leur plus grande résistance, de leur agglomération, et de leur DMI plus faible.

- Mesure du niveau d'exposition

A l'heure actuelle, il n'existe pas de procédure normalisée de prélèvement d'air. La mise en évidence de germes pathogènes à quelque distance sous le vent d'un ouvrage générateur d'aérosols est délicate. Citons pour information, l'impacteur d'Andersen, utilisé par le Cemagref : il permet d'aspirer

rapidement un volume important, 1m³ en 36 minutes, et d'évaluer la granulométrie de l'aérosol (après évaporation) *.

De nombreuses études ont étudié l'intensité de la contamination aux abords immédiats des stations d'épuration. Elles sont difficilement comparables du fait de la variabilité des conditions opératoires [14,16]. Globalement, on peut estimer qu'un échantillonneur d'Andersen disposé à proximité d'un bassin d'aération donnera quelques milliers de colonies/m³ (en germes totaux) [16].

A titre d'exemple, citons les résultats d'une étude du Cemagref [10] réalisée sur une station à boue activée de 10 000 EH (aération de surface, turbine) : au cours d'une journée de travail, 10⁴ particules viables seraient inhalées correspondant à 1.5 10⁶ germes totaux. Des exemples de niveaux de biocontamination atmosphérique de divers environnements figurent en annexe n°6. Ils permettent d'avoir un ordre de grandeur du bruit de fond de biocontamination de l'atmosphère.

Parmi ces 1.5 10⁶ germes totaux, seule 10⁵ germes totaux gagneraient le poumon profond, la plupart étant déglutis ou évacués par expectoration ou mouchage. Toujours selon cette étude [10], la probabilité de voir des bactéries pathogènes atteindre le poumon profond en quantité suffisante pour déclencher une infection semble faible (chez un individu en bonne santé).

Dans le cadre de cette étude, nous ne disposons pas d'éléments sur le niveau de contamination fongique des aérosols de stations d'épuration.

2.2.2 Exposition de la population générale

2.2.2.1 Description des populations exposées

La population exposée est constituée de la population générale (riverains) et des visiteurs. Localement, une description quantitative et qualitative de la population exposée sera effectuée : nombre d'individus exposés (données du cadastre, données INSEE), en spécifiant la population sensible (présence de crèches, d'écoles, d'hôpitaux).

La population générale est exposée aux risques liés :

- au fonctionnement de la STEP : risque infectieux et chimique en rapport avec les aérosols, nuisances olfactives et sonores,
- aux épandages de boue
- au rejet d'eau usée traitée (ou à la réutilisation d'eau usée).

2.2.2.2 Niveaux d'exposition aux risques générés par le fonctionnement de la STEP

2.2.2.2.1 Niveau d'exposition aux aérosols

Si le personnel d'exploitation est la population la plus exposée au risque infectieux des aérosols (la contamination décroît avec la distance au point d'émission), il bénéficie d'une couverture vaccinale adaptée. En apparence plus exposé, le personnel de station d'épuration pourrait être mieux protégé que la population riveraine et que les visiteurs.

* le courant d'air traverse successivement 6 tamis percés du même nombre d'orifices (400) de diamètre décroissant d'étage en étage. Les jets d'air acquièrent une vitesse de plus en plus élevée. Sous chaque tamis est disposée une boîte de Pietri garnie du milieu approprié. N'impactent à un étage donné que les particules d'inertie suffisante pour ne pas être entraînées : on réalise un tri par intervalles de masse, qui correspond à des plages de diamètre [16].

* VIGNON, dans son étude sur les « risques sanitaires liés à l'aéroaspersion d'effluents d'élevage bovin » [56], observe un taux maximal de 900 spores de moisissure/m³ à 110 m du site de l'épandage par vent faible et conclut que l'aéroaspersion ne présente pas plus de danger qu'un environnement urbain d'une grande ville (ex de Nantes). Il est probable que l'inhalation d'aérosols de lisier de bovins et celle d'aérosols d'eau usées présentent des risques fongiques comparables (communication avec Mme LEGEAS).

Pour les visiteurs, la durée limitée de la visite réduit le risque par rapport à la population riveraine exposée de manière permanente.

Des données seraient nécessaires pour connaître les modes de vie locaux, et plus généralement le budget espace-temps des français afin de mieux définir les niveaux d'exposition.

Plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer le niveau de contamination microbiologique de l'environnement des STEP. Des situations contrastées sont rapportées sans qu'il soit possible de les rapporter au dimensionnement de la station, aux conditions météorologiques (contamination appréciable à 1 Km de la source en flore totale, contamination difficilement mesurable au delà de 100m). De même, nous ne disposons pas de données sur les teneurs en endotoxines susceptibles d'être rencontrées dans l'environnement des stations d'épuration.

Par conséquent, en l'état actuel des connaissances et des techniques de prélèvement ou de mesure – absence de méthode normalisée de prélèvement d'air, faible intérêt des germes témoins de contamination fécale pour le risque viral, teneurs en microorganismes dans les aérosols trop faibles –, il s'avère impossible de poursuivre l'évaluation quantitative de risques pour les microorganismes pathogènes et les endotoxines contenus dans les aérosols.

Les modèles* permettent d'établir une relation entre la concentration en microorganismes dans l'effluent et celle de l'aérosol, et de déterminer une distance pour laquelle la concentration en microorganismes redevient égale au bruit de fond donc de définir la zone d'impact (cf annexe n°6).

2.2.2.2.2 Nuisances olfactives

Dans le cas de la réhabilitation d'une installation existante, une étude d'odeurs peut se décomposer en deux parties :

- une étude olfactométrique en milieu ambiant conformément aux normes NFX 43-101 et NFX 43-104,
- une étude de la gêne perçue par les riverains : enquête d'opinion, cartographie des odeurs et de la gêne au moyen d'un indice de gêne

Dans le cadre de la construction d'une station, connaissant la filière de traitement retenue, il est possible de caractériser l'émission d'odeurs : localisation des sources, quantification des émissions (en unité d'odeur), modélisation de la dispersion atmosphérique (en tenant compte des conditions géographiques et météorologiques locales). La finalité est de définir un rayon d'impact autour de la station. Le coût des études d'odeurs limite pour l'instant leur généralisation.

2.2.2.2.3 Nuisances sonores

Une étude acoustique (réalisée près des habitations) permet de caractériser l'état initial du site et de fixer aux constructeurs des limites d'émissions. Outre les mesures acoustiques, dans le cadre de la réhabilitation de station, des enquêtes d'opinion locales permettraient d'apprécier la gêne ressentie par les riverains.

* Depuis les travaux du CEMAGREF de Bordeaux des années 1980s [10,16,17], il semblerait que l'on se soit désintéressé de la question des aérosols. La modélisation semble être un outil intéressant à développer pour quantifier l'exposition des riverains de stations d'épuration

2.2.2.3 Niveaux d'exposition aux risques liés au rejet de la station d'épuration ou à la réutilisation des eaux usées en irrigation

2.2.2.3.1 Rejet

Tableau 7 : description des usages sensibles selon le mode de rejet

Mode de rejet	Usage sensible
Rejet en mer	conchyliculture, baignade, sports nautiques
Rejet en rivière	prise d'eau à l'aval du rejet : AEP, irrigation ou industrie agro-alimentaire baignade, sports nautiques
Injection dans la nappe	captage (AEP...)

L'impact sur le milieu récepteur d'un rejet de station d'épuration est difficile à quantifier¹ et ce pour plusieurs raisons :

- la qualité microbiologique du rejet est estimée à l'aide des germes test : or la résistance aux traitements des pathogènes (notamment virus et parasites) est beaucoup plus importante que celle des germes témoins,
- le T_{90} est utilisé pour exprimer la décroissance bactérienne (il ne renseigne nullement sur le comportement des virus ou des parasites) dans le milieu. Ce T_{90} est fondé sur des techniques analytiques de culture, or, les bactéries peuvent évoluer vers un état viable mais non cultivable (appelé dormance), où elles conservent toute leur pathogénicité.

Ce document examinera le cas d'un rejet en mer : dossier de la station d'épuration de Trégastel dans les Côtes d'Armor (partie 4).

2.2.2.3.2 Réutilisation des eaux usées en irrigation [16]

Une étude expérimentale [11] a montré que l'intensité de la contamination aérienne liée à l'irrigation par aspersion (d'eau usée traitée par voie biologique), en abord de parcelle (sous le vent des asperseurs) était inférieure à celle trouvée aux abords d'une STEP, et qu'un niveau de contamination comparable ne serait obtenu que par aspersion d'effluents bruts.

2.2.3 Caractérisation du risque

2.2.3.1 Préposés de station d'épuration

Le travail en station d'épuration se caractérise par de faibles effectifs, une grande polyvalence et une rotation élevée des salariés rendant difficile l'évaluation précise de leur niveau d'exposition. Faute de pouvoir caractériser de manière quantitative le risque, les données épidémiologiques [1,2,3, 14,18,28,34,51,52,53,54] permettent une caractérisation qualitative du risque microbiologique encouru par les préposés de station d'épuration (cf tableau n° 8).

¹ 1. Un modèle a été établi [5] sur la disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes montrant l'importance des phénomènes de prédation (des bactéries allochtones) dans la mortalité des bactéries d'origine fécale.

2. Le dossier d'autorisation de la station d'épuration de Valenton, dans le Val de Marne, pourrait constituer un dossier de référence dans le cas de l'existence d'une prise d'eau potable en aval d'un rejet de station d'épuration. Contacter l'Ingénieur du Génie Sanitaire de la DDASS de Créteil (94).

Tableau 8 : données épidémiologiques (préposés de STEP)

Pathologies digestives	Troubles gastro-intestinaux mineurs : taux d'incidence plus élevé chez les salariés nouvellement embauchés, ↘ avec l'ancienneté (acquisition d'une immunité au contact des eaux usées ?) Taux d'incidence plus élevé sur les stations mixtes Taux de séroprévalence anti-VHA plus élevé Taux d'infestation parasitaire plus élevé (amibes non pathogènes, Giardia)
Pathologies ORL, respiratoires	↗ Taux d'incidence avec l'ancienneté
Pathologies oculaires	Taux d'incidence plus élevé dans la classe d'ancienneté [3mois, 2ans]
Syndromes fébriles	A rapprocher du syndrome des eaux usées, incubation de 24 à 36h, apparition brutale de fièvre, disparition des symptômes au bout de 48 h.

2.2.3.2 Population générale

2.2.3.2.1 Risques liés au fonctionnement de la station d'épuration

A l'issue de cette recherche bibliographique, seule une caractérisation qualitative du risque s'avère possible. Les principaux risques envisageables pour les riverains d'une station d'épuration sont :

- les nuisances olfactives, principale cause de plaintes de riverains,
- des troubles de type céphalées, fatigues, irritation oculaire sous réserve que les teneurs en H₂S soient suffisamment élevées au niveau des habitations [14]
- le risque infectieux et chimique lié aux aérosols d'eaux usées : les enquêtes épidémiologiques n'ont pu établir de corrélation entre les indicateurs d'exposition (distance de la station, aérocontamination), et les données de morbidité (déclarée ou observée) et/ou d'infection (clinique)[14].

2.2.3.2.2 Risques liés à la réutilisation des eaux usées traitées

Les risques sanitaires liés à l'aéropersion des eaux usées (risque bactérien et viral) sont encore mal connus [12,16,56]. Il semblerait toutefois que l'expérience de la réutilisation des eaux usées de Clermont-Ferrand aille dans le sens d'un faible niveau de risque : trois années de surveillance épidémiologique n'ont pas mis en évidence de pathologies attribuables à l'irrigation par aspersion ni pour les ouvriers agricoles ni pour les riverains.

Le risque sanitaire lié à la contamination des aliments par *Cryptosporidium* reste à évaluer.

2.2.3.2.3 Risque liés à l'épandage de boues (se référer au document du CSHPF [63])

3 Gestion des risques sanitaires

Afin que les contraintes de gestion des risques ne pèsent pas sur les conclusions objectives de l'évaluation des risques, la gestion des risques devrait être dissociée de leur évaluation (en d'autres termes, il conviendrait que des structures différentes soient en charge de l'évaluation et de la gestion). Les études d'impact ont ceci de particulier que le même bureau d'études est généralement en charge à la fois de :

- l'évaluation, dans l'étude des effets du projet sur l'environnement et la santé,
- et de la gestion, pour la proposition de mesures compensatoires (mesures de gestion préventives destinées à réduire, limiter, voire supprimer les risques identifiés au cours de l'étape précédente).

Dans le domaine des stations d'épuration, la gestion des risques sanitaires peut être envisagée selon deux axes.

Lorsque l'évaluation des risques ne peut être menée à son terme (faute de données suffisantes, ou d'incertitudes trop nombreuses), il est néanmoins possible de supprimer le contact direct entre le

* les eaux usées sont traitées par voie biologique (boue activée) et subissent un lagunage de finition avant d'être utilisées pour l'irrigation de parcelles de maïs.

« produit dangereux » et la personne exposée : il s'agit là de mesures préventives (c'est souvent cette philosophie qui a conduit aux textes réglementaires).

Lorsqu'une réglementation existe, la gestion à minima du risque passe par le respect des valeurs seuils proposées ou des recommandations d'usage. Cependant, le strict respect de la réglementation ne suffit pas toujours à garantir l'absence de risque pour la santé, il faut tenir compte des conditions locales, notamment du bruit de fond.

Une autre approche consiste à utiliser les mesures de protections des travailleurs pour la population générale, mais cette extrapolation des valeurs seuils d'exposition professionnelle à la population générale est difficile car :

- la durée d'exposition de la population générale peut être plus élevée, les habitants sédentaires sont exposés 24h/24,
- des groupes sensibles doivent être pris en compte dans la population générale (nourrissons et enfants, personnes âgées, malades)
- enfin, l'acceptabilité sociale de certains risques est plus élevée en milieu professionnel.

3.1 Gestion des risques liés au fonctionnement de la station

3.1.1 Gestion du risque microbiologique

Le décret du 04.05.94 – relatif à la protection des travailleurs contre les risques résultant de leur exposition à des **agents biologiques*** (Code du travail, article R 231-62) a introduit la prise en compte du risque microbiologique en milieu de travail :

- classification des agents biologiques selon la gravité des risques d'infection (arrêté du 18.07.94, modifié par l'arrêté du 17.04.97) :
 - groupe 1 : ne provoquent pas de maladie chez l'homme,
 - groupe 2 : peuvent provoquer une maladie chez l'homme, peu transmissible et pour laquelle il existe un traitement,
 - groupe 3 : peuvent provoquer une maladie grave avec risque de propagation mais pour laquelle il existe une prophylaxie ou un traitement,
 - groupe 4 : peuvent provoquer une maladie grave avec un risque élevé de propagation et pour laquelle il n'existe pas de prophylaxie ou de traitement.
- évaluation et gestion des risques à la charge de l'employeur : adoption de mesures préventives et surveillance médicale régulière. Le choix des vaccinations est laissé à l'appréciation du médecin du travail : tétanos et poliomyélite exigibles pour l'aptitude, VHA recommandé depuis 1993 par la DGS, VHB recommandé en cas d'exposition à des objets potentiellement contaminés (communication avec M.SCHLOESSER).

3.1.1.1 Refus de pré-traitement

L'évaluation **quantitative** du risque microbiologique induit par la manipulation de ces produits, est impossible en l'absence de données plus précises sur leurs caractéristiques microbiologiques. De plus, une telle évaluation quantitative ne semble pas nécessaire dès lors que des mesures **préventives** destinées à supprimer le contact direct entre le produit dangereux et la personne exposée (personnel de STEP, transporteurs, agents des centres de tri des ordures ménagères) permettent de gérer ce risque :

- ports de gants obligatoire pour le personnel exposé, ensachage obligatoire des refus pour éviter notamment l'attraction des vecteurs (insectes) et la dissémination possible des germes aux alentours,
- stockage prolongé à proscrire pour éviter les fermentations (dégagement d'odeurs) et les risques d'éclatement des sacs sur le site de la station, voire lors de la collecte et du transport. En outre,

* agent biologique : microorganisme, culture cellulaire et endoparasite humain susceptible de provoquer une infection, une allergie ou une intoxication.

l'aire de stockage doit être aménagée de manière à récupérer les jus issus du stockage des refus de dégrillage (à recycler en tête de station).

3.1.1.2 Aérosols

A partir de données épidémiologiques et de mesures effectuées dans l'atmosphère des stations d'épuration des valeurs seuils d'exposition professionnelle, déterminées pour les microorganismes de l'air et les endotoxines, ont été proposées par quelques pays (cf tableau n°9). il n'existe pas de valeur limite pour la population générale.

Tableau 9: valeurs seuils d'exposition pour les microorganismes dans l'air et les endotoxines [26]

	Danemark	Canada	Suède	Hollande	EPA
Flore totale	10 000 ufc/m ³	4500 ufc/m ³	5000 ufc/m ³		
Bactéries gram -	1000 ufc/m ³				
Endotoxines	0.1 µg/m ³	0.01µg/m ³		4.5 ng/ m ³	10 ng/m ³

Afin de limiter la formation d'aérosols, une mesure compensatoire possible est de privilégier les dispositifs d'aération limitant le brassage telle que l'aération fines bulles au moyen de surpresseurs.

3.1.2 Odeurs

Seules des valeurs d'exposition professionnelles sont disponibles (cf tableau n°10)

Tableau 10 : Valeurs moyennes d'exposition des composés odorants en station d'épuration [66]

Composé	VME (mg/m ³)
Hydrogène sulfuré	14
Méthylmercaptan	1
Ethylmercaptan	1.25
Ammoniac	18
Méthylamine	12
Acétique	25
Formaldéhyde	3
Acétaldéhyde	180
Acétone	2400

Des mesures compensatoires telles que le choix du site (distance par rapport aux habitations), la couverture d'ouvrages, et la désodorisation (elle n'est possible que lorsque les moyens financiers le permettent, elle devrait s'imposer en cas de plaintes à répétition des riverains) peuvent être proposées.

3.1.3 Bruit

Le décret du 21.04.88 relatif à la protection des travailleurs contre le bruit, impose la mise à disposition de protecteurs individuels lorsque l'exposition sonore quotidienne dépasse 85 dB, ou lorsque la pression acoustique de crête dépasse 135 dB.

Concernant la population générale, suite à l'étude acoustique de l'état initial et/ou de l'enquête d'opinion, deux options sont possibles :

- un respect strict des émergences* fixées par le décret du 18.04.95 – relatif à la lutte contre les bruits de voisinage – 5dB(A) en période diurne (de 7h à 22h), 3dB (A) en période nocturne (22h à 7h), valeurs auxquelles s'ajoute un terme correctif, fonction de la durée cumulée d'apparition du bruit particulier.

* émergence : différence entre le niveau de bruit ambiant (comportant le bruit particulier dû à la source) et le bruit résiduel (ensemble des bruits habituels)

- une limitation des émissions sonores telles que l'émergence soit nulle : cette option est possible lorsque les moyens financiers le permettent, et est la plus satisfaisante en terme de santé publique.

3.1.4 Risques liés à la nature des équipements et à la manipulation des réactifs

L'intégration de la sécurité dans la conception et la construction des stations d'épuration permet de limiter les risques liés à la nature des équipements et à la manipulation des réactifs (se référer à « l'annexe sécurité au cahier des clauses techniques particulières de la CRAM de Bretagne 1994 » ainsi que « hygiène et sécurité dans les stations d'épuration des collectivités locales », cahier technique de la direction de l'eau et de la prévention des pollutions et des risques 1989, n°25).

3.2 Gestion des risques liés à la réutilisation des eaux usées

La réutilisation des eaux usées en irrigation est régie par l'article 24 du décret du 03.06.94, et dans l'attente de son arrêté d'application, par les recommandations du CSHPF de 1991 relatives à « l'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des cultures et l'arrosage des espaces vert ». Concernant le risque microbiologique, ces recommandations définissent trois niveaux de contraintes C, B, A (restrictions d'usages en fonction de la qualité des eaux) exprimant des risques croissants liés aux types d'utilisation et aux modalités d'irrigation.

3.3 Gestion des risques liés à l'épandage de boues

Dans le contexte actuel, où la profession agricole est de plus en plus réticente à accepter les boues (du fait notamment de la pression des groupes agro-alimentaires qui édictent des chartes de qualité), un important travail de communication est à faire pour **relativiser** les risques sanitaires liés à l'épandage de boues en les comparant à d'autres risques couramment acceptés (cf annexe n°) :

- flux de microorganismes à l'hectare d'un épandage de boue versus un épandage de lisiers,
- flux d'éléments métalliques apporté par un épandage de boue versus le flux initialement présent dans le sol (en kg/ha), et/ou versus les flux apportés par les fertilisants,
- apports en micropolluants organiques des boues versus les apports atmosphériques, notamment pour les HPA.

3.3.1 Microorganismes pathogènes

La gestion du risque est fondée sur des règles d'utilisation des boues qui limitent le contact animal ou humain avec les boues par le choix du type de culture, et la fixation de restrictions d'usage liées au niveau de traitement de la boue (éloignement par rapport aux usages sensibles, conditions d'épandage, délais avant la reprise des activités agricoles).

1. L'épandage sans restriction d'usage n'est possible que pour les boues dites hygiénisées, l'hygiénisation étant définie comme une obligation de résultats sur la qualité de la boue :

Salmonelles	< 8NPP/10g MS
Entérovirus	< 3NPPUC/10 g MS
Oeufs d'helminthes pathogènes viables	<3/10g MS

2. L'épandage de boues non stabilisées, (la stabilisation visant à réduire le pouvoir fermentescible de la boue), n'est possible que :

- pour des installations de faible capacité (<120kgDBO₅/j) ou lorsqu'il s'agit de matières de vidange,
- avec un enfouissement immédiat dans les sols.

3. L'épandage des boues stabilisées* est soumis à des restrictions d'usage.

* Notons qu'il n'existe pas d'indice normalisé de stabilisation.

3.3.2 Micropolluants métalliques et organiques

L'arrêté du 08.01.98 fixe des valeurs limites ainsi que des flux limites à respecter. Le respect de ces valeurs limites en vue d'une valorisation agricole nécessite une politique active de prévention des émissions à la source (au niveau des industriels).

Des difficultés peuvent apparaître localement [8]

- détectabilité d'une pollution métallique en réseau ou en entrée de station (teneurs proches des seuils analytiques)
- définition des seuils de rejets industriels : le respect des seuils fixés par l'arrêté du 02.02.98 ne garantit pas forcément une qualité de boue conforme : il est donc nécessaire de prendre en compte la contrainte fixée par les boues et de contrôler l'émission des matières polluantes au moyen notamment de conventions spéciales de déversement.

4 Volet sanitaire de la station d'épuration de Trégastel

L'étude du dossier de la station d'épuration de Trégastel (au stade des études préalables) permet de tester la faisabilité de la démarche d'évaluation des risques dans le cas d'un rejet en mer de station d'épuration.

4.1 Etat initial

La commune de Trégastel est située au Nord-Ouest du département des Côtes d'Armor, dans la baie de LANNION. Sa station d'épuration est située en limite de la baie de Kerlavos (cf carte n° 1).

Tableau n°10 : modalités de fonctionnement de la STEP

Situation actuelle	Hiver	Été (juin/septembre)
Charge nominale		
Equivalents habitants	1 500	8 000
Hydraulique (m ³ /j)	270	1 200
Filière de traitement	Boue activée faible charge	Boue activée moyenne charge
Traitement spécifique		Décantation primaire, floculant (juillet/août), Chloration

Les effluents traités sont rejetés via un bassin à marée dans le ruisseau du Was-Weur, cours d'eau non permanent au niveau de l'embouchure de la baie de Kerlavos. Depuis 1996, la vidange du bassin a lieu à minuit (asservissement par une horloge) afin de protéger les activités de loisirs sur l'estran durant la journée (voir la description des usages au paragraphe 4.1.1)

D'importants dysfonctionnements du réseau ont été mis en évidence par l'étude diagnostic (réalisée en 1997, par le cabinet BOURGOIS) : saturation hydraulique en période de pluie (débordements des postes de relèvement), apports parasites d'eau de nappe, erreurs de branchements.

La station d'épuration subit d'importantes surcharges hydrauliques, en temps sec (par intrusion d'eau de nappe jusqu'à 300% de sa capacité nominale) et en période pluvieuse (dégradation de la qualité d'eau traitée, by-pass d'effluents bruts).

Compte tenu de l'augmentation prévisible de la charge organique (extension de la collecte, projections de populations), une extension de la station d'épuration (dimensionnement pour 15 000 E.H) est prévue. L'étude doit examiner la localisation de la future station ainsi que les modalités de rejet (niveau, localisation et phasage).

4.1.1 Description des usages

La baignade, la pratique de sports nautiques (planche à voile, kayak), la pêche à pied récréative (gisement de Bringuiller, face à l'île Tanguy) sont les usages pratiqués en baie de Kerlavos (voir localisation carte n°1 et photos n°s 1 à 4). Il faut y ajouter l'usage de l'estran pour des activités de loisirs : promenades, jeux d'enfants : cerfs-volants etc... au débouché même du Was-Weur. Enfin, une

prise d'eau de mer au Nord de l'île Ronde alimente un centre de remise en forme avec piscine d'eau de mer : le Forum de la Mer, situé à Coz Porz (voir carte n°1).

4.1.1.1 Qualité actuelle du rejet de la station

On ne dispose pas de données sur la qualité du rejet de la station. La Cellule Qualité des Eaux Littorales de la DDE maritime a contrôlé entre 1985 et 1991 la qualité du Was-Weur en aval immédiat du rejet de la STEP : la qualité microbiologique du ruisseau est dégradée avec un bruit de fond à 10^4 CF/100ml. L'horloge d'asservissement n'existant pas à l'époque, on peut considérer que la qualité du Was-Weur représente celle du rejet (au facteur de dilution près).

4.1.1.2 Qualité initiale des zones de baignade

Trois zones de baignade sont actuellement surveillées par la DDASS 22 : il s'agit des plages de l'île Renote, Coz Porz et Grève Blanche. Leur qualité est satisfaisante, avec un classement en A et B selon les années (cf carte n°1).

Ne disposant pas de données sur la qualité des plages directement influencées par le rejet – de *Toull Bihan* et de *Grève Rose* – une campagne d'analyses, à raison d'une analyse hebdomadaire par plage 06/07/99 au 03/08/99, a été réalisée à notre demande (pour cette étude) :

- les prélèvements ont été effectués par la DDASS 22,
- les analyses, réalisées par le Laboratoire Départemental d'Analyses (technique des microplaques), portent sur les paramètres E. coli et Streptocoques Fécaux. Les résultats figurent dans le tableau n° 12.

Tableau 12 : qualité microbiologique des plages de *Toull Bihan* et de *Grève Rose*

Date	Grève Rose		Toull Bihan	
	E. coli/100ml	SF/100ml	E. coli/100ml	SF/100ml
06-juil	<15	<15	15	<15
12-juil	15	<15	580	90
22-juil	<15	<15	250	15
28-juil	<15	<15	<15	<15
3-août	15	<15	<15	<15

Les limites de qualité pour les eaux de baignade sont les suivantes :

	E. coli/100ml	SF/100ml
Norme Guide	100	100
Norme Impérative	2 000	-

La qualité des eaux de baignade des plages de *Grève Rose* et de *Toull Bihan* sont conformes aux normes guides mais on ne peut conclure à l'absence de risque sanitaire : en effet, la chloration, si elle permet un abattement des germes tests est inefficace vis à vis des virus : elle masque donc la réalité du risque viral. Il faut y ajouter des phénomènes de possible de reviviscence bactérienne.

Deux prélèvements, les 12 et 24 juillet, révèlent une qualité moyenne pour *Toull Bihan* qui est la plage la plus exposée au rejet. Ne disposant pas en parallèle de données sur la qualité du rejet de la station, on ne peut pas quantifier l'incidence du rejet sur les baignades. Toutefois, en l'absence d'autres rejets identifiés (résultats de l'étude diagnostic), il est légitime d'attribuer une dégradation de la qualité des plages au rejet de la station.

4.1.1.3 Qualité initiale du gisement de Bringuiller

La surveillance de la qualité du gisement de coques est réalisée par l'IFREMER St-Malo pour le compte de la DDASS 22 à raison d'un prélèvement mensuel.

Il n'existe pas de limite de qualité réglementaire pour les gisements de pêche à pied récréative (un texte est en préparation au ministère de la santé) : l'interprétation sanitaire se fonde sur les classes

de qualité fixées par l'arrêté du 21/05/99 (cf tableau n°13) – relatif au classement de salubrité et à la surveillance des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants.

Pour le compte de cette étude, nous avons fait réaliser (par l'IFREMER St-Malo) des analyses supplémentaires les 08/07/99 et 11/08/99. Les résultats du suivi du 19/08/96 au 11/08/99 sont récapitulés figure n°1 et tableau n°14.

Tableau 13 : classement de salubrité des zones de production (d'après arrêté du 21/05/99)

Classe A	Contamination microbiologique 90% des valeurs < 300 C.F ou 230 E.coli /100g de chair et de liquide intervalvaire sans qu'aucune des valeurs ne soit supérieure à 1 000 CF Contamination chimique (/kg de chair humide de coquillage) [Hg total] <0.5 mg [Pb] <2mg [Cd]<2mg
Classe B	Contamination microbiologique 90% des valeurs < 6 000 CF ou 4 600 E.coli /100 g de chair et de liquide intervalvaire sans qu'aucune des valeurs ne soit supérieure à 60 000 CF ou 46 000 E.coli Contamination chimique (mêmes seuils que pour la Classe A)
Classe C	90% des valeurs < 60 000 CF ou 46 000 E.coli /100 g de chair et de liquide intervalvaire Contamination chimique (mêmes seuils que pour la Classe A)
Classe D	Ne satisfont pas aux critères exigibles pour les classes A, B ou C (ou n'ayant pas fait l'objet d'un classement de zone)

Pour les contaminants microbiologiques, 26 mesures sont nécessaires pour pouvoir effectuer un classement avec une durée de suivi minimale d'une année et une fréquence d'analyse minimale mensuelle (afin de tenir compte des phénomènes de variabilité saisonnière de la zone) : ces conditions sont vérifiées pour le gisement de Bringuiller. Le classement ne prend pas en compte les résultats pouvant être reliés sans ambiguïté à des événements tels que pollution accidentelle ou circonstances météorologiques exceptionnelles.

Tableau n° 13: bilan de la qualité bactériologique du gisement de Bringuiller (du 19/08/96 au 11/08/99)

Coliformes fécaux/ pour 100 g de chair et de liquide intervalvaire				
< 300	³ 300 et <1 000	³ 1 000 et < 6 000	³ 6 000 et < 60 000	³ 60 000
11	13	11	3	2
27.5%	32.5%	27.5%	7.5%	5%

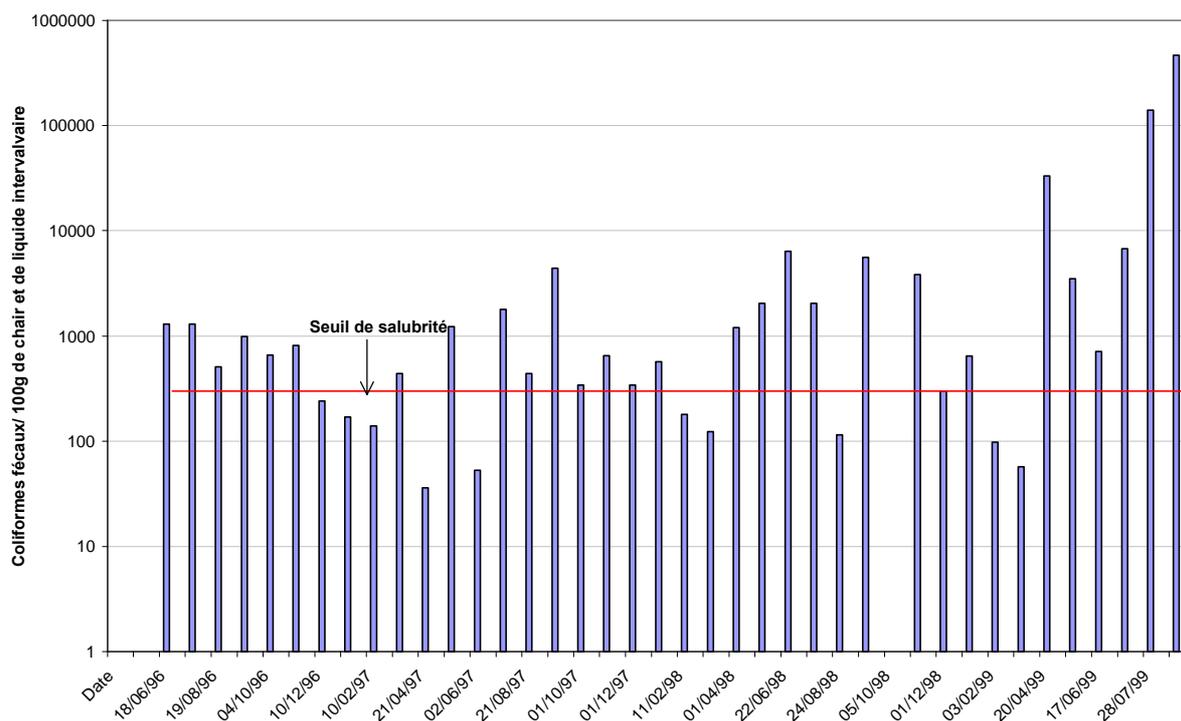


Figure n°1 : suivi de la qualité microbiologique du gisement de Bringuiller (du 19/08/96 au 11/08/99)

La qualité bactériologique du gisement est fluctuante avec une dégradation estivale. La tendance générale est à une dégradation de la qualité. Les pics de contamination des deux derniers prélèvements coïncident avec des by-pass d'effluents bruts (dus à un dysfonctionnement de pompes)

Interprétation sanitaire

Au vu de ces résultats, en se référant aux critères de salubrité des zones de pêche à pied professionnelle, le gisement serait classé en zone C (95% des valeurs < 60 000 CF/100 g de chair et de liquide intervalvaire).,

Or, seuls les coquillages classés en Zone A peuvent être récoltés pour une consommation humaine directe ce qui fixe un seuil de salubrité à 300 CF/100g de chair et de liquide intervalvaire : en l'état, le gisement de Bringuiller peut être considéré comme impropre à une consommation directe (du moins sans cuisson préalable).

4.1.1.4 Qualité initiale de la prise d'eau de mer

La réglementation piscine impose uniquement une limite de qualité pour les eaux traitées destinées à l'alimentation des bassins. En l'absence de limite de qualité pour les eaux brutes, dans le cadre de l'étude d'impact, il est possible de se fixer comme objectif « le respect des limites de qualité « eau de baignade en mer ».

4.2 Volet sanitaire lié aux ouvrages de la future STEP

Le volet sanitaire lié aux ouvrages ne pourra être réalisé qu'à l'issue du concours, lorsque la filière de traitement future sera définie. Au stade des études préalables, il est possible de comparer la localisation de la station actuelle au site pressenti pour la future station (cf annexe 7).

La station future sera située en zone naturelle NDb : « les secteurs NDb sont réservés à l'implantation d'équipements publics, constructions ou installations nécessaires à l'exploitation et à la gestion des

réseaux (voirie, réseaux divers, traitement des déchets) dont la localisation dans ces espaces ne dénature pas le caractère des lieux et est rendue indispensable par des nécessités techniques, et ... dans **un but d'intérêt général** »

La construction d'une station d'épuration répond à ces critères et sera donc possible en zone NDb.

Contrairement à la station actuelle, la future station sera située à l'écart de maisons d'habitations : par conséquent, l'impact des nuisances générées par le fonctionnement de la future station (odeurs, bruit) sera réduit par rapport à la situation actuelle. Ce volet sera complété ultérieurement.

4.3 Volet sanitaire lié au rejet de la station d'épuration

4.3.1 Evaluation des risques liés à la pêche à pied

4.3.1.1 Identification du danger

4.3.1.1.1 Identification des agents dangereux

Les coquillages filtrent une importante quantité d'eau pour en extraire leur nourriture mais en concentrent aussi les germes ou les toxines pathogènes qui s'y trouvent. La consommation de coquillages crus représente un risque important de toxi-infections alimentaires surtout épidémiques. La contamination à minima des coquillages par des agents infectieux peut également entraîner des cas sporadiques chez des consommateurs sensibles : personnes âgées, immuno-déprimées, personnes présentant une cirrhose [25].

L'arrêté du 21.05.99 impose la prise en compte des risques chimique, microbiologique (cf tableau n°12, paragraphe 3.1.1.3) et phytoplanctonique.

- Toxines phytoplanctoniques

Dans une optique de santé publique, les valeurs limites de l'arrêté du 21.05.99 devraient être également respectées sur les gisements de pêche à pied récréative :

- taux de toxine paralysante (PSP) < 80 µg/100g de chair de coquillage,
- taux de toxine diarrhéique (DSP) : résultats négatifs lors de la réalisation de test biologiques,
- taux de toxine amnésiante (ASP) < 20µg d'acide domoïque/g de chair de mollusque par HPLC (Chromatographie Liquide Haute Performance).

Le point de surveillance du réseau REPHY le plus proche est situé à l'embouchure du Leguer, près de Lannion : aucun épisode de phytoplancton toxique n'a été signalé sur le secteur (source : IFREMER St-Malo). Les facteurs qui favorisent l'apparition de ces épisodes sont encore mal connus (zones d'apports de sels nutritifs, mortes eaux, faible salinité, augmentation de température...).

Le risque phytoplanctonique ne sera pas pris en compte dans la suite de l'étude.

- Agents chimiques

Le risque chimique (métaux lourds et micropolluants organiques) peut être négligé pour plusieurs raisons :

- les teneurs dans les eaux usées brutes sont assurément très faibles en raison de la faible taille de la collectivité et de l'absence de rejets industriels,
- au cours du traitement, les métaux sont concentrés (de 70 à 90%) dans les boues,
- les données RNO (qualité des eaux marines) sur l'ensemble de la Bretagne et particulièrement sur la station de Lannion (la plus proche de Trégastel) ne présentent pas de risques sanitaires pour le Cd, l'Hg et le Pb (communication avec M. Le MAO, IFREMER St-Malo).

- Agents biologiques

Les principales bactéries pathogènes d'origine fécale transmises par les coquillages sont les Salmonelles (agent de la fièvre typhoïde et des gastro-entérites), Shigella, Campylobacter, Vibrio dont Vibrio cholerae O1 [25]. En France, le risque principal est celui des salmonelles responsables de gastro-entérites [29].

L'hépatite A et les gastro-entérites à Calicivirus humain (dont le virus de Norwalk) ont pu être reliées ces dernières années en France à la consommation de coquillages par des enquêtes cas-témoins (voir tableaux n^{os} 15 et 16).

Tableau 15: épidémies de gastro-entérites virales attribuées au virus de Norwalk

1994 : une cinquantaine de cas [23]	Consommation d'huîtres récoltées dans l'étang de Thau
1994 : 20 cas en Charentes Maritime[19]	Consommation de Palourdes
1997 : 55 cas (sur 700 participants à un congrès à Poitiers) [42]	Consommation d'huîtres (en provenance de la baie de Quiberon)

Les zones de pêche répondaient au critère de salubrité (classement en zone A), ce qui souligne les limites des indicateurs bactériens de contamination fécale et la nécessité d'un indicateur viral. Dans le dernier cas [42], la contamination virale de la zone de production a pu être reliée à des débordements d'eaux usées dans le milieu récepteur (à partir de trop-plein de postes de relèvements) consécutifs à des pluies exceptionnelles.

Tableau 16 : épidémies d'hépatite A

1992 : 800 cas dans le Morbihan et en Loire-Atlantique [45]	Consommation d'huître crue en fin d'année suspectée (mais non validée par une enquête cas-témoin)
Janvier-février 1998 : 50 cas dans l'Hérault (information fournie par la DRASS 34)	Consommation d'huîtres et de moules en provenance (appellation) de l'étang de Thau
Janvier-Février 1999 : 34 cas dans la région de Paimpol (information fournie par la DDASS 22)	Consommation d'huîtres crues

Caractéristiques des gastro-entérites à *Calicivirus* humain (dont le virus de Norwalk) [19,25,41,44,42]

Les *Calicivirus* humains provoquent des gastro-entérites aiguës : diarrhées, vomissements, douleurs abdominales, fièvre modérée. La spécificité de ces symptômes est faible ce qui rend la détection des cas difficiles. Les durées d'incubation et de maladie varient entre 24 et 48 heures. L'évolution est favorable. A ce jour, l'homme est l'unique réservoir du virus de Norwalk, dont la persistance peut atteindre plusieurs mois dans l'eau de mer. La dose minimale infectante serait très faible de l'ordre de quelques dizaines de particules virales [44,55].

La prévalence des virus de Norwalk est mal connue : un programme de recherche est actuellement en cours au laboratoire de virologie du CHU de Poitiers : il vise à analyser les selles des malades atteints de gastro-entérites afin d'identifier l'agent en cause, parallèlement, une enquête environnementale est menée par l'IFREMER sur des sites témoins (analysant des échantillons d'eaux usées en sortie de station d'épuration et dans les coquillages).

Caractéristiques de l'hépatite A [43, 44, 45,50,51]

L'expression clinique est liée à l'âge du sujet contaminé : asymptomatique chez l'enfant et donc peu grave, l'hépatite A est ictérique avec une convalescence prolongée dans plus de 80% des cas après 40 ans et des formes fulminantes peuvent survenir (plus fréquemment après 40 ans). Le taux de mortalité est inférieur à 0.1% chez l'enfant de moins de 6 ans mais peut dépasser 1% chez l'adulte après 40 ans. Le tableau clinique de l'hépatite A est totalement spécifique [43] ce qui facilite la détection des cas.

La consommation d'eau ou d'aliments contaminés interviendrait pour 17% des cas d'hépatite A : parmi ces aliments contaminés, les coquillages interviendraient pour moitié [43].

L'hépatite A n'étant pas à déclaration obligatoire, le taux d'incidence de la maladie en France est mal connu. Il peut être approché par les données fournies par les médecins sentinelles du RNTMT (Réseau National Téléinformatique de surveillance et d'information sur les Maladies Transmissibles). La France serait un pays de faible endémie : taux d'incidence inférieure à 15 pour 100 000 habitants [44]. Cependant, les caractéristiques nouvelles de la maladie : diminution de l'immunité collective face au VHA et existence de formes fulminantes chez l'adulte, augmentent le risque de développer une hépatite A ainsi que le risque épidémique au plan collectif.

* , la séro-prévalence des anti-VHA chez les jeunes recrues est passée de 50% en 1978 à 10% en 1997 [44]

L'hépatite A pour sa gravité chez les adultes et les gastro-entérites à Norwalk en raison de leur fréquence constituent un important problème de santé publique.

Risque parasitaire

Jusqu'à présent, aucune infection par *Giardia* ou *Cryptosporidium* liée à la consommation de coquillages n'a été enregistrée. Bien que des œufs d'helminthes aient été retrouvés dans ces milieux, en aucun cas, les conditions ne sont requises pour que le parasite poursuive son cycle et passe à l'état de larve infestante [29]. Le risque parasitaire ne sera pas pris en compte dans la suite de l'étude.

4.3.1.1.2 Choix d'un indicateur

Une évaluation des risques peut être réalisée avec :

- les salmonelles des gastro-entérites pour le risque bactérien, responsables en partie du pic épidémique estival de gastro-entérites, plus faible que le pic viral hivernal (conversation avec Mme MIOSSEC),
- le virus de l'hépatite A pour le risque viral (du fait de la gravité de la maladie),
- *E. coli*. L'étude coquillages/santé réalisée par l'ENSP a montré la pertinence de cet indicateur à savoir qu'un fort niveau de contamination coïncide avec un taux élevé de gastro-entérites, ceci sans préjuger de l'étiologie de la maladie (conversation avec M. LESNES).

4.3.1.2 Evaluation des expositions

L'évaluation des expositions nécessite la connaissance du niveau de contamination des coquillages et de la population exposée.

4.3.1.2.1 Niveau de contamination du gisement

a) Contamination du gisement en VHA

On suppose l'existence d'un cas d'hépatite A conduisant à une contamination du gisement de pêche à pied via le système d'assainissement : cette voie de contamination est plausible au vu des conclusions provisoires de l'enquête réalisée dans la région de Paimpol, suite à l'épidémie d'hépatite A. Compte tenu de la très faible prévalence de l'hépatite A dans les côtes d'Armor – estimée à 1 à 2 cas par mois – on se place ainsi dans les conditions les plus défavorables.

Les données suivantes sont nécessaires pour évaluer le niveau de contamination du gisement , (à chaque étape, les hypothèses utilisées seront clairement mentionnées):

- quantité de particules virales excrétées par jour par un patient atteint du VHA,
- dilution dans les eaux usées,
- abattement sur la station,
- dilution dans le Was-Weur (le ruisseau n'étant pas un cours d'eau permanent, on supposera qu'il n'y a pas de dilution),
- dilution et persistance du VHA en mer,
- facteur de concentration dans les coquillages.

1. Quantité de particules virales excrétées par jour par un patient atteint du VHA

La quantité de particules virales excrétée par gramme de selles n'est pas clairement établie. Cette donnée, point de départ de l'évaluation, est difficile à apprécier : en effet, on dispose de techniques permettant la mise en évidence du VHA en terme de présence/absence et non sur le plan quantitatif (cf annexe 8).

* « Coquillages et santé, relations entre indicateurs environnementaux et sanitaires ». Rapport scientifique, octobre 1995. ENSP, DEAL de l'IFREMER, Services déconcentrés du Ministère de la Santé

On dispose cependant de quelques éléments de réponse :

- les quantités excrétées d'entérovirus peuvent aller jusqu'à 10^{11} particules virales par gramme de selles [50],
- une densité virale de 10^9 particules de VHA par gramme de selles est citée à deux reprises [44, 51].

Le calcul sera effectué sur la base de **10^9 particules virales par gramme de selles**.

Cette hypothèse est maximaliste car elle sous-entend que toutes les particules virales excrétées sont des virus pathogènes (or, l'intégrité des virus qui conditionne leur virulence peut être affectée au cours de l'infection ou de l'excrétion). Elle conditionne évidemment les résultats de l'évaluation : étant clairement explicitée, elle pourra être réévaluée par la suite en cas d'avancée des connaissances.

Les européens excrètent en moyenne 100 à 200 g de selles par jour [50]. Le calcul sera effectué sur la base de **200 g de selles par jour**.

Là encore, il s'agit d'une hypothèse maximaliste, car si la valeur est plausible pour un individu sain, elle est probablement surestimée pour un malade hépatique (d'autant que l'excrétion journalière n'est pas « garantie » : manque d'appétit, et/ou blocage du transit intestinal).

2. Dilution dans les eaux usées

Quantité d'eaux usées rejetée par habitant : 150 l/jour.

Capacité nominale de la future station : 2300 m³/j.

Soit un facteur de dilution à l'entrée de la station de **d = 1/15 333**

3. Abattement sur la station

Etant au stade des études préalables, la filière de traitement future n'est pas encore fixée : elle comportera au minimum une filière par boue activée en aération prolongée, assurant une clarification de qualité : abattement de 2-3 log sur les germes témoins de contamination fécale et une unité log sur les virus (communication avec M Camus IFREMER la Trinité/mer).

En l'absence de contraintes d'espace, un lagunage tertiaire sera certainement la solution la plus économique – par rapport à un traitement combiné filtration sur sable/UV – autre solution possible. Ce lagunage sera dimensionné pour la capacité nominale estivale de la station soit 2300 m³/j, pour un temps de séjour de 30 jours.

Le calcul sera effectué sur la base d'un abattement **de 2 unités log pour le VHA** (pour l'ensemble boues activées/lagunage tertiaire).

4. Devenir en mer du VHA

Les virus se comportant comme des parasites spécifiques, ils sont incapables de se multiplier ni dans le milieu hydrique, les sédiments ou les fruits de mer car ils ne retrouvent pas dans ces milieux les cellules susceptibles d'assurer leur réplication [50], ils ne peuvent donc que persister dans le milieu marin. Des travaux récents [6] ont étudié en laboratoire l'influence de la température, de la salinité, du rayonnement UV sur le pouvoir infectieux du VHA en eau de mer :

- la température est un paramètre important : le T_{90} est de 671j à 4°C et de 25j à 25°C,
- un rayonnement UV de 42 mW..s.cm⁻² permet d'obtenir une inactivation rapide du VHA ($T_{90} = 2.6$ min)
- en présence de 3, 15 et 500 mg MES/l, la majorité des virus est adsorbée (90 à 99.9%). Cet état ne procure aucune protection aux virus pour les faibles concentrations (3 à 15 mgMES/l), mais une augmentation significative de la persistance est observée pour les fortes concentrations : cette observation conforte la nécessité d'un abattement poussé des MES sur la station,
- en revanche, la salinité n'a pas d'influence sur la survie du VHA.

Ces données n'étant pas encore validées en milieu marin naturel, **nous supposerons que seule la dilution intervient** sachant qu'il s'agit d'une hypothèse maximaliste.

5. Evaluation de la dilution en mer

L'évaluation du coefficient de dilution en mer est fondée sur les résultats de deux campagnes de traçage* et sur une modélisation.

Afin d'étudier l'influence du point de rejet sur la dispersion en mer de l'effluent traité, deux points de rejets (leur localisation figure sur la carte n°2) sont simulés :

- un rejet dans la baie de Kerlavos,
- un rejet en mer.

Les essais de traçage sont réalisés à l'aide de deux colorants : la fluorescéine (pour le rejet dans la baie de Kerlavos) et la rhodamine (pour le rejet en mer). La localisation des points de lâchers de colorants ainsi que des points de mesure fixes (bouées) figure sur la carte n°2.

MODELISATION (réalisée par le bureau d'études SAFEGE CETIIS)

Présentation du modèle

Le domaine modélisé s'étend de l'Île Grande (au sud-ouest) à Ploumanach (à l'Est). Les conditions aux limites ont été obtenues par la méthode dite des modèles emboîtés (en partant du modèle général de marée qui couvre le plateau continental du sud de la Bretagne au Nord de l'Ecosse et en utilisant le levé topographique de la baie réalisé par Saunier). Le logiciel de calcul utilisé est le logiciel de l'IFREMER (MARS-2D), la taille de la maille étant de 30 mètres. La décroissance bactérienne est exprimée par une loi exponentielle : $(C(t) = C_i \text{Exp}^{-kt})$.

Scénarios testés

- un rejet au débouché du Was-Weur (rejet intérieur en baie de Kerlavos)
 1. rejet intérieur en continu
 2. rejet intérieur phasé PM+1 PM+4 et PM-1 PM+2
- un rejet en mer au delà de la laisse de plus basse mer
 1. rejet continu
 2. rejet en mer phasé PM+1 PM+4 et PM-1 PM+2
 3. rejet en mer phasé un cycle sur 2

Conditions de rejet utilisées par le modèle sont :

- 2300 m³/j
- paramètre non conservatif T₉₀ = 36 heures
- concentration en Coliformes Fécaux 10⁶/100ml.

* réalisées le 02/06/99 en Mortes Eaux (coefficient de marée 75), et le 15/06/99 en Vives Eaux (coefficient de marée 104)

JUSTIFICATION DU MODE DE REJET RETENU (au stade des études préalables))

La solution d'un rejet en mer au delà de la laisse de plus basse mer (au niveau de l'île Tanguy) ne sera probablement pas retenue pour des considérations d'ordre sanitaire et technico-économiques :

- la modélisation ainsi que les essais de traçage indiquent que le panache risquerait d'atteindre des parcs à huîtres situés près de l'île Plate (cf annexe 9)
- un rejet en mer nécessite la pose d'un émissaire : la configuration locale, avec de nombreux rochers rendrait sa pose difficile, de plus sa pérennité pourrait être remise en cause à chaque tempête, sans oublier le coût...

La solution proposée par SAUNIER/TECHNA sera celle d'un rejet intérieur en baie de Kerlavos.

La modélisation indique des résultats comparables en Mortes Eaux et en Vives Eaux, et selon que le rejet est effectué entre PM-1 à PM+2 ou PM+1 à PM+4. Le critère de choix se fonde alors sur un critère de santé publique : en effet, compte tenu des activités de loisirs pratiquées sur l'estran (jeux d'enfants, promenade), le rejet sera effectué de nuit soit un cycle de marée sur deux (conservant la pratique en vigueur actuellement).

La modélisation de ce scénario sera effectuée en Septembre avec un niveau de rejet de 10^4 CF/100ml (pouvant être garanti par la solution du lagunage).

La suite de l'évaluation des risques est réalisée pour un rejet intérieur en baie de Kerlavos phasé (par exemple de PM-1 PM+2). Le résultat de la modélisation figure cartes n°3 et n°4.

RESULTATS : EVALUATION DU COEFFICIENT DE DILUTION EN MER

Compte tenu des résultats du traçage (cf annexe n°9) et de la modélisation (cf cartes n°3 et n°4), nous retenons un coefficient de dilution égal à 100, entre le point de rejet en baie de Kerlavos et le gisement de Bringuiller*.

6. Facteur de concentration dans les coquillages

L'accumulation des bactéries et des virus dans les coquillages dépend de la nature des germes et de l'état physiologique des mollusques. Pour les bactéries **une valeur de 30** est retenue dans les projets d'assainissement. On suppose qu'elle reste valable pour les virus.

Là encore, il s'agit d'une hypothèse maximaliste car l'intégrité des virus est probablement affectée lors de l'accumulation dans le coquillage (mais les mécanismes sont mal connus).

7. Résultats

Tableau 17 : teneur en VHA dans les coquillages

Quantité de VHA excrétée (par jour)	$2 \cdot 10^{11}$
Concentration en VHA des eaux usées du patient (virus/l)	$1.3 \cdot 10^9$
Concentration en VHA (entrée station) (virus/100ml)	$8.5 \cdot 10^3$
Abattement de 2 unités log (boue activée aération prolongée + lagunage tertiaire)	
Concentration en VHA du rejet (virus/100ml)	85
Concentration en VHA dans l'eau au niveau du gisement (particules virales /100ml)	0.85
Concentration en VHA dans les coquillages (particules virales /100g de chair et de liquide intervalvaire)	25

* pour tenir compte de la plus grande résistance des virus en mer par rapport aux bactéries, il aurait été souhaitable d'effectuer une modélisation ne faisant intervenir que la dilution : en utilisant les résultats du modèle qui tient compte d'un T_{90} de 36 heures, on sous-estime de fait la charge virale (un calcul montre qu'au bout de 3 heures, une diminution de 17% de la population bactérienne intervient, on sous-estimerait donc la charge virale de 34%), ce qui au vu des concentrations en cause n'est pas significatif

b) Evaluation du niveau de contamination du gisement en salmonelles

1. Teneur en salmonelles dans les eaux usées brutes (d'après [29])

Des valeurs entre $[0-10^3]/100\text{ml}$ sont citées dans la littérature, GOARNISSON trouve des valeurs comprises entre $[0-10^2]/100\text{ml}$ sur la station d'épuration de Landévant (7500 E.H, Morbihan). En choisissant l'hypothèse maximaliste, on suppose que la teneur en salmonelles dans les eaux usées brutes de Trégastel est comprise entre $[10^2- 10^3]/100\text{ml}$.

2. Abattement sur la station

Une boue activée en aération prolongée (avec une clarification de qualité) permet un abattement de 2 à 3 unités log en germes tests. Un lagunage de finition permet un abattement de 3-4 unités log l'été et de 1-2 unités log l'hiver [29] : on suppose qu'un lagunage tertiaire correctement dimensionné permet un abattement de 2 unités log en germes tests toute l'année.

En supposant que l'abattement des salmonelles est le même que celui des germes tests, nous supposons **un abattement des salmonelles de 4 unités log** pour l'ensemble boue activée/lagunage.

3. Résultat

Les mêmes hypothèses que pour le VHA sont utilisées : dilution d'un facteur 100 en mer, facteur de concentration de 30 dans les coquillages

Tableau 18 : teneur en salmonelles dans les coquillages

Concentration en salmonelles (entrée station) (/100ml)	$[10^2-10^3]$
Abattement de 4 unités log (boue activée/lagunage)	
Concentration en salmonelles du rejet (/100ml)	$[0.01-0.1]$
Concentration en salmonelles du gisement dans l'eau (/100ml)	$[10^{-4}-10^{-3}]$
Concentration en salmonelles dans les coquillages (/100g de chair et de liquide intervalvaire)	$[3.10^{-3}-3.10^{-2}]$

c) Evaluation du niveau de contamination en Coliformes Fécaux (CF)

Tableau 19 : teneur en coliformes fécaux dans les coquillages

Concentration du rejet futur en CF/100ml (au stade des études préalables)	10^4
Concentration en CF du gisement dans l'eau	10^2
Concentration en CF dans les coquillages	3 000

4.3.1.2.2 Evaluation de la population exposée

L'IFREMER a estimé la fréquentation du gisement à 32 pêcheurs à pied (donnée de 1997, survol aérien, cf carte n°1). La variable « nombre de pêcheurs » n'est qu'un indicateur approché de la population exposée. La connaissance du nombre de consommateurs par pêcheurs (famille ou proche) permet une estimation plus précise de l'exposition : ce ratio a pu être approché par l'enquête de terrain du 13/07/99 que nous avons réalisée par grande marée (coefficient de 96).

Tableau 20 : caractérisation de la population exposée (résultats de l'enquête du 13/07/99)

Population	Coquillage	Nb de personnes exposées	Quantité pêchée	Préparation
vacancier	coque	2	2 douzaines	cuisson
résident	palourde	4 dont 2 enfants	2-3 kg	avec et sans cuisson
vacancier	coques	4-5	2-3 Kg	cuisson
vacancier	palourdes		2-3 douzaines	cuisson
résident	palourdes	2	2-3 douzaines	cuisson
vacancier	palourdes	4	2-3 kg	cuisson
vacancier	coques	1	1-2 douzaines	cuisson
résident	coques	3	2-3 kg	cuisson
Nombre de pêcheurs : 8 Ration Consommateurs / pêcheurs : 3				

Au total, 8 pêcheurs à pied ont été interrogés, essentiellement des vacanciers : il semblerait que le gisement soit en voie d'épuisement : les résidents préfèrent aller « pêcher » vers l'île Grande ou

Trebeurden. Les résidents viennent pêcher une fois par mois (en moyenne), soit à chaque grande marée.

Pour la suite de l'évaluation des risques, l'hypothèse maximaliste conduit à compter 32 pêcheurs (= estimation de l'IFREMER), avec un ration consommateurs/pêcheurs de 3 ce qui conduit à **une population exposée de 96 consommateurs.**

4.3.1.3 Relation dose/effet

4.3.1.3.1 Hépatite A

Peu de données sont disponibles sur la relation dose/effet. Selon DESENCLOS [24], la relation serait une relation linéaire croissante sans seuil ce qui signifie qu'il suffit d'une particule virale pour provoquer l'infection ! La probabilité d'infection augmenterait avec la quantité ingérée, mais celle-ci n'aurait pas d'influence sur les durées d'incubation ou de maladie, ni sur la sévérité de la maladie [24]. Selon ISTRE cité dans [24], la durée d'incubation diminuerait avec le nombre de virus ingérés.

Un facteur essentiel à prendre en compte est l'âge de la personne infecté : ainsi, si l'infection par le virus de l'hépatite A se produit pendant l'enfance, le pourcentage des individus présentant des symptômes cliniques est de 5%, alors qu'il est de 75% si la primo-infection survient chez l'adulte [50].

4.3.1.3.2 Salmonelles

On suppose que :

- la DMI des salmonelles est de 10^3 d'après [39, 55].
- la quantité moyenne (de coquillages) ingérée par « plat » – selon les données américaines [48] – varierait entre 60 et 240 g par personne. il ne semble pas possible en l'état, d'utiliser les données obtenues lors de l'enquête pêcheurs car les quantités fournies le sont en kg ou en douzaines de coquillages entiers (il faudrait pouvoir transformer ces quantités en poids équivalent de chair). De plus, l'obtention de ces données a été uniquement orale, elles n'ont pu être vérifiées objectivement. Les données américaines seront donc utilisées en attendant de pouvoir les remplacer par des valeurs de consommation françaises.

Compte tenu de la teneur en salmonelles dans les coquillages ($[3.10^{-3}-3.10^{-2}]$ /100g de chair et de liquide intervalvaire), de l'estimation de la consommation de coquillage : [60-240]g/personne/ « repas », **la quantité de salmonelles ingérées serait de $[1.8 10^{-3}- 7.2 10^{-2}]$ salmonelles/personne/repas** (pour un abattement de 4 unités log en salmonelles sur la station).

4.3.1.3.3 E. coli

L'étude coquillages/santé réalisée par l'ENSP n'a établi de relation dose/effet (cf figure n°2) – entre la concentration en E. coli et le pourcentage de cas cumulés de gastro-entérites aiguës – que pour un seul des 4 départements étudiés : il s'agit du Morbihan, sur le gisement de « la petite mer de Gavres »(près de Lorient) : ce site associe une mauvaise qualité des coquillages (toujours pollué), à un nombre élevé de pêcheurs. L'utilisation de cette relation permet d'avoir un ordre de grandeur du nombre de gastro-entérites associées à la consommation de coquillages.

La teneur en Coliformes fécaux du gisement de Bringuiller est estimée à 3 000 CF/100 g de chair et de liquide intervalvaire. On assimilera les teneurs en E. coli à celle des Coliformes Fécaux (ce qui revient à surestimer la teneur en E.coli).

Calcul du nombre de cas théorique de gastro-entérites liées à la consommation de coquillages sur le site de la petite mer de Gâvres.

L'estimation du nombre de pêcheurs à pied conduit (toutes saisons et coefficients de marée confondus) à une centaine de pêcheurs à pied. Le ratio consommateurs sur pêcheurs est estimé à 3.6 soit 360 consommateurs potentiels. Le nombre total de cas coqsites (= gastro-entérites attribuées à la consommation de coquillages) est de 53 cas.

Graphiquement, pour log E.coli = 3.47, on obtient 10% des cas soit **5 cas** (cf figure n°2).

Calcul du nombre de cas théoriques de gastro-entérites liées à la consommation de coquillages à Trégastel

5 cas de gastro-entérites sont attendus sur 360 consommateurs potentiels sur le site de la petite mer de Gâvres. A Trégastel, la population exposée est de 96 consommateurs potentiels (32 pêcheurs à pied, 3 consommateurs/pêcheurs).

L'extrapolation du résultat obtenu sur la petite mer de Gâvres à Trégastel, donne par proportionnalité **1 cas de gastro-entérite attribuée à la consommation de coquillages pour une population exposée de 96 consommateurs.**

4.3.1.4 Caractérisation du risque, discussion

4.3.1.4.1 Comparaison des résultats obtenus

- VHA

Le niveau de contamination en VHA du gisement est de 25 particules virales/100g de chair et de liquide intervalvaire (sous l'hypothèse d'un abattement de 2 unités log sur le VHA pour l'ensemble boue activée/lagunage tertiaire).

- Salmonelles

Le niveau de contamination en salmonelles du gisement de $[3.10^{-3}-3.10^{-2}]$ /100g de chair et de liquide intervalvaire) conduit à une quantité ingérée de $[1.8 10^{-3}- 7.2 10^{-2}]$ salmonelles/plat/personne (sous l'hypothèse d'un abattement de 4 unités log sur les salmonelles pour l'ensemble boue activée/lagunage tertiaire).

- E. coli

Le niveau de contamination en E. coli du gisement de 3000/100g de chair et de liquide intervalvaire, conduit à 1 cas de gastro-entérite aiguë pour 100 consommateurs (sous l'hypothèse d'un abattement de 4 unités log sur E. coli pour l'ensemble boue activée/lagunage tertiaire).

4.3.1.4.2 Discussion

En l'état actuel des connaissances, il s'avère impossible de conclure l'évaluation des risques liés au VHA en raison des nombreuses incertitudes qui portent :

- sur la quantité de particules virales excrétées par un malade (cette donnée étant le point de départ de l'évaluation),
- sur l'intégrité des particules virales lors de l'infection/excrétion, lors de leur séjour en milieu marin et lors de leur absorption et concentration dans le coquillage : ce paramètre conditionne leur virulence (pouvoir pathogène),
- sur la relation dose-effet.

En supposant l'absence de seuil, cela signifierait que tout consommateur est susceptible d'être infecté, cette hypothèse semble peu plausible à l'exception peut-être d'immuno-déprimés.

En supposant l'existence d'un seuil : on suppose que quelques dizaines de particules virales suffisent à provoquer l'infection : là encore, en supposant que toutes les particules virales du gisement sont pathogènes (hypothèse maximaliste !), pour un abattement de 2 unités log, tout consommateur serait infecté.

- Salmonelles

Pour un abattement de 4 unités log, les quantités ingérées seraient inférieures à 10^3 salmonelles – valeur de la DMI couramment utilisée à l'heure actuelle – ce qui signifierait l'absence de risque pour des individus sains. Il faudrait tenir compte des individus sensibles pour lesquels la DMI serait plus faible. Le niveau de contamination du gisement théorique obtenu (déjà faible) est probablement plus fort que le niveau de contamination réel, car il a été calculé en maximisant les teneurs en salmonelles dans les eaux usées brutes. Cependant, la même interrogation que pour les virus revient, à savoir celle du pouvoir pathogène réel des souches après le séjour en eau de mer et dans le coquillage ? Pour les bactéries, un état de dormance a été mis en évidence : il s'agit d'un état viable mais non

cultivable durant lequel la bactérie n'est pas cultivable mais conserve son pouvoir pathogène. Des recherches sur la survie des salmonelles en milieu marin seraient nécessaires.

- E. coli

La valeur de 1 cas pour 100 consommateurs apparaît élevée : en effet, le risque microbiologique acceptable est fixé à 10^{-4} /pers/an aux Etats-Unis. Ce fort niveau de risque (qui contredit le faible niveau de risque obtenu avec les salmonelles !) est probablement dû à l'extrapolation de la relation dose-effet de la petite mer du Gâvres à Trégastel. Compte tenu de l'incertitude qui pèse sur cette extrapolation, ce résultat semble peu plausible.

Le manque de connaissances stoppe de fait l'évaluation des risques pour le VHA, on est au stade de la recherche expérimentale ! L'extrapolation de la relation dose-effet pour E. coli semble trop hasardeuse.

Or, la finalité de l'évaluation des risques est de fournir des éléments d'aide à la décision, en dépit des incertitudes (clairement mentionnées lors de la formulation des hypothèses).

Il ressort que l'hypothèse la plus plausible est celle d'un risque limité au vu des résultats obtenus sur les salmonelles.

4.3.2 Evaluation des risques sanitaires liés à la baignade, et à la pratique de sports nautiques

4.3.2.1 Identification du danger, choix d'un indicateur

Depuis les années 1950s, de nombreuses études épidémiologiques ont étudié les risques sanitaires liés la baignade : en 1998, Annette Prüss en a effectué la synthèse pour le compte de l'OMS [47] en sélectionnant 22 études sur 36 (celles qui mettent en évidence une relation exposition/effet et minimisent les biais). Le niveau d'exposition est défini par la qualité de l'eau de baignade.

Les pathologies observées sont bénignes : gastro-entérites, pathologies de nature oculaire, oto-rhino-pharyngée, cutanéomuqueuse, respiratoire, essentiellement liées à des immersions de la tête.

Les entérocoques et les streptocoques fécaux apparaissent comme les indicateurs les mieux corrélés aux effets observés, suivis des coliformes fécaux et des staphylocoques [47]. Les staphylocoques sont associés aux symptômes oculaires, cutanés, respiratoires et à des pathologies digestives. Ils sont corrélés à une densité de baigneurs [47] et ne peuvent être attribués à une contamination fécale du milieu (ils ne peuvent donc pas être utilisés pour étudier l'influence d'un rejet en mer de station d'épuration).

On retiendra **donc les streptocoques fécaux comme indicateur microbiologique**. Les salmonelles peuvent également être utilisées pour vérifier la pertinence du résultat obtenu. La turbidité de l'eau pourrait constituer un indicateur physico-chimique intéressant, car elle favorise la survie des germes (conversation avec M. CAMUS, IFREMER La Trinité/mer).

4.3.2.2 Evaluation des expositions

4.3.2.2.1 Evaluation du niveau de contamination des eaux de baignade

On suppose une concentration de rejet de :

- 10^4 CF/100ml. Sous l'hypothèse que les teneurs en streptocoques fécaux et en coliformes fécaux varient d'un facteur 10, cela revient à estimer la teneur du rejet à **10^3 SF/100ml**,
- [0.01-0.1] salmonelles/100ml (valeur estimée, cf évaluation des risques réalisée sur les coquillages).

Le coefficient de dilution en mer entre le point de rejet (en baie de Kerlavos) et les eaux de baignade est estimé sur la base des résultats du traçage (cf annexe n°9) et de la modélisation (cf carte n°4).

Tableau 21: niveaux de contamination théoriques des eaux de baignade en Streptocoques Fécaux et en Salmonelles

	Toull Bihan	Grève Rose
Coefficient de dilution	100	1 000
Teneur en SF/100ml	10	1
Teneur en Salmonelles/100ml	$[10^{-4} - 10^{-3}]$	$[10^{-5}, 10^{-4}]$

4.3.2.3 Relation dose/ effet [47]

Une relation dose/effet croissante à seuil a été mise en évidence dans la plupart des études (19/22) (cf figure n°3). La plupart des seuils sont en deçà des limites de qualité actuelles pour la baignade : ils varient de quelques germes à 30/100ml. Seules deux études réalisées en Egypte et à Hong-Kong font état de seuils plus élevés (de l'ordre de 100-200 germes/100ml) ainsi que de taux d'incidence plus faibles (à contamination égale) : ces deux observations iraient dans le sens d'une immunité acquise de la population ou d'un rapport germe pathogène/germe témoin plus faible.

Les plus fortes associations sont entre les symptômes gastro-intestinaux et les indicateurs entérocoques, streptocoques, coliformes thermotolérants, E. coli. Les risques relatifs lié à la baignade dans des eaux de mer polluées versus la baignade dans des eaux non polluées sont compris entre 0.4 et 3. Les taux d'incidence sont plus élevés pour les jeunes enfants.

S'il existe de nombreuses études relatives aux effets sanitaires de la baignade en mer, il s'avère que quelques auteurs seulement s'y sont intéressés : cela explique que les mêmes tendances se retrouvent (allure « logarithmique de la courbe » cf figure n°3).

Les études anglaises de Kay et de Fleisher se distinguent nettement par leur pente beaucoup plus forte, ce qui conduit à un nombre plus élevé de cas à niveau de contamination égale. Ces résultats « surprenants » s'expliquent par leur protocole d'études (contrôle strict de l'exposition : « randomized control trial exposure ») : un contrôle de l'exposition individuelle (analyse de streptocoques fécaux dans l'eau) est effectué à hauteur de poitrine. La durée du bain est fixée à 10 minutes avec une immersion par trois fois de la tête. Ces essais ne sont réalisés que sur des adultes, >18 ans pour des raisons d'éthique», volontaires, sains. Ce protocole d'études, s'il permet un contrôle de l'exposition individuelle, ne semblent pas refléter les conditions réelles de la baignade ; de plus, dans le cadre de la révision de la directive européenne sur la qualité des eaux de baignade, cette relation de Kay est loin de faire l'unanimité : il ne nous appartient donc pas de la privilégier plus qu'une autre.

Nous utiliserons plutôt la relation de Cabelli (de l'US EPA) dont l'allure est comparable au faisceau des autres courbes :

$$R(C) = 0.2 + 12.17 \log_{10}(C) \quad \text{source : [27]}$$

Avec :

C = [entérocoques] / 100ml

R(C) = incidence de HCGI* en nombre de cas pour 1000 baigneurs

Le risque acceptable défini par l'US EPA correspond à un nombre de cas attendus de 19 pour 1000 baigneurs. La limite de qualité adoptée est alors de 35 entérocoques/100ml (en moyenne géométrique).

4.3.2.4 Caractérisation du risque

- Toull Bihan

Streptocoques fécaux

Pour une teneur de 10 Streptocoques fécaux, le nombre de HCGI attendus est de 12 cas pour 1000. En se basant sur le niveau de risque acceptable de l'US EPA, cela correspond à un faible niveau de risque. Il faut toutefois pondérer le résultat obtenu car la relation de Cabelli a été critiquée par Annette

*HCGI : Highly Credible Gastrointestinal Illness

cas hautement probable de gastro-entérites attribués à la baignade : vomissement ou diarrhée ou arrêt activité ou consultation médicale

PRUSS [47] car elle ne prend pas en compte les autres facteurs de confusion possibles (notamment l'alimentation).

Salmonelles

La quantité ingérée d'eau de mer par bain est de 10 ml** soit une ingestion de $[10^{-5}-10^{-4}]$ salmonelles par bain (sous l'hypothèse d'une teneur de $[10^{-4}-10^{-3}]$ salmonelles/100ml).

La quantité de salmonelles ingérées par bain étant largement inférieure à la DMI (de 10^3), le niveau de risque est faible.

Les résultats obtenus avec les Streptocoques Fécaux et les salmonelles vont dans le sens d'un faible niveau de risque.

- Grève Rose

Compte tenu du niveau de contamination des eaux de baignade de Grève Rose 10 fois plus faible que celui de Toull Bihan, le niveau de risque est 10 fois plus faible.

Ces résultats sont cohérents avec les résultats de l'évaluation des risques réalisés pour la pêche à pied. En effet, les niveaux de risques de gastro-entérites liés à la baignade obtenus sont plus faibles que ceux liés à la consommation de coquillages ce qui est logique dans la mesure où :

- les coquillages concentrent la pollution,
- les quantités de chair ingérées sont autrement plus importantes que les 10ml d'eau ingérées lors de la baignade,
- enfin, le gisement de Bringuiller est sous l'influence directe du rejet.

Pour la pratique des activités nautiques, les quantités inhalées vont être fonction de la durée d'exposition (sur Trégastel, une sortie « Kayak ou voile » dure 3 heures) et du volume respiratoire, fonction de l'activité physique du sujet. D'après [47 bis], 2 ml d'eau de mer seraient inhalés lors de la baignade soit a priori un niveau d'exposition 5 fois plus faible pour l'inhalation que pour l'ingestion (l'unité d'exposition étant le bain).

En supposant que la durée moyenne d'un bain est de 10 minutes à raison de 3 bains/jour, la durée journalière moyenne de la baignade serait d'une demi-heure soit une durée 6 fois plus faible que pour les sports nautiques. Le niveau d'exposition pour l'inhalation étant 5 fois plus faible mais la durée d'exposition 6 fois plus importante, il semblerait que les risques liés à la pratique de sports nautiques soient comparables à ceux liés à la baignade.

4.3.3 Evaluation des risques liés à la prise d'eau de mer

Pour une teneur du rejet de 10^4 CF/100ml, la modélisation indique l'absence de Coliformes fécaux au niveau de la prise d'eau de mer (cf carte n°4). Le risque d'une contamination de cette prise d'eau apparaît extrêmement faible.

4.4 Mesures compensatoires

Les mesures compensatoires sont destinées à limiter les effets du projet retenu sur l'environnement et la santé. Proposées par le réalisateur de l'étude d'impact, leur mise en œuvre incombe au pétitionnaire, ici la commune de Trégastel. Portées à la connaissance du public, lors de la phase d'enquête publique, elles sont généralement reprises dans l'arrêté d'autorisation de la station.

Les mesures compensatoires relatives aux ouvrages ne pourront être proposées qu'à l'issue du concours. Les mesures compensatoires ci-après concernent la partie du volet sanitaire consacrée au rejet de la future station.

** Des valeurs (d'eau de mer ingérée) de 0.05l/an pour les nourrissons et de 0.1l/an pour les enfants de 10 ans et les adultes sont citées [47 bis]

* Attention : il s'agit d'un résultat purement qualitatif.

4.4.1 Objectifs

La baignade et la pêche à pied représentent les usages sensibles à protéger en baie de Kerlavos. Le gisement de coques de Bringuiller semble être en voie d'épuisement, le nombre de pêcheurs à pied effectif est faible : seuls 2 pêcheurs à pied locaux ont été recensés (ils fréquentent ce gisement à raison d'une fois par mois, à chaque grande marée). Les connaisseurs préfèrent aller pêcher sur les gisements voisins de Trebeurden ou de l'Île Grande. C'est pourquoi, le suivi mensuel actuel réalisé par l'IFREMER St-Malo pour le compte de la DDASS 22 nous paraît suffisant : nous ne préconiserons donc pas de suivi renforcé.

Il ressort que l'usage prioritaire est la baignade sur les plages de *Toull Bihan* et de *Grève Rose*. Notre objectif est donc de limiter les excès de risque de gastro-entérites aiguës (probablement d'étiologie virale : *Calicivirus* humains) liés au rejet de la future station.

4.4.2 Mesures compensatoires, à la charge du pétitionnaire

La filière de traitement préconisée est une boue activée en aération prolongée, qui assure une clarification de qualité de l'effluent (teneur en MES en sortie de clarificateur comprises entre 5-10 mg/l). Un lagunage tertiaire à visée de désinfection, est mis en place afin de protéger les baignades.

Les mesures compensatoires visent à contrôler l'efficacité du système de traitement et du système de désinfection mis en place. Elles se décomposent en un suivi de la qualité du rejet et un suivi environnemental.

4.4.2.1 *Suivi de la qualité du rejet*

4.4.2.1.1 Suivi de la qualité de l'effluent traité (en sortie de clarificateur)

D'un point de vue réglementaire, l'auto-surveillance porte uniquement sur la filière épuratoire, ici la boue activée. Elle porte uniquement sur les paramètres physico-chimiques, et est à la charge du pétitionnaire, donc de la commune. Un suivi journalier des MES en sortie de clarificateur permettrait de détecter en temps réel d'éventuels dysfonctionnements.

4.4.2.1.2 Suivi de la qualité microbiologique de l'effluent désinfecté

La qualité des eaux de baignade est tributaire de l'efficacité du lagunage tertiaire. L'efficacité du lagunage est maximale l'été, mais le temps de séjour trois fois plus élevé l'hiver (du fait d'une charge organique plus faible) devrait garantir d'égales performances.

- Modalités du suivi microbiologique lors de la mise en service la future station

Afin de connaître précisément l'efficacité du fonctionnement de la lagune (vis à vis de l'abattement des germes), un suivi de la qualité microbiologique de l'effluent désinfecté en sortie de lagune nous semble nécessaire.

Une année de suivi nous apparaît être la durée minimale, avec une fréquence hebdomadaire des analyses. Pour des raisons de faisabilité (économique), les analyses porteront uniquement sur les germes témoins de contamination fécale que sont *E. coli* et les streptocoques fécaux .

Le choix des streptocoques fécaux se justifie du fait de l'usage à protéger : en effet, la survie dans le milieu marin des streptocoques fécaux est meilleure que celle des *E. coli* ; de plus les études épidémiologiques confirment sa pertinence en tant qu'indicateur (les streptocoques fécaux étant corrélés aux gastro-entérites). On ne peut toutefois pas préjuger de leur intérêt en tant qu'indicateur d'efficacité de traitement.

A raison de 300F/analyse/paramètre, un ordre de grandeur du coût annuel de ce suivi renforcé est de 30 000F.

- Modalités du suivi de « routine »

La pérennité du lagunage est fonction des modalités de son entretien :

- ramassage des micro ou macroalgues formées, fonction des teneurs en azote et phosphore en sortie de boue activée
- curage de la lagune.

C'est pourquoi, un suivi allégé de la qualité microbiologique en sortie de lagunage est également à prévoir : un suivi mensuel pourrait être proposé soit un surcoût de 7500F/an.

4.4.2.2 *Suivi de la qualité des eaux de baignade de Toull Bihan et de Grève Rose*

Seul le contrôle de la salubrité des zones d'usage permet de vérifier l'efficacité réelle du traitement mis en place. C'est pourquoi, outre ce suivi de la qualité microbiologique de l'effluent désinfecté en sortie de lagunage, nous proposons un suivi environnemental de la qualité des eaux de baignade des plages de *Toull bihan* et de *Grève Rose*.

Notre enquête de terrain nous a permis de confirmer l'usage de la baignade sur les plages de *Toull Bihan* et de *Grève Rose*. Nous encourageons par conséquent une collaboration active entre la mairie de Trégastel et la DDASS des côtes d'Armor visant à la mise en conformité de ces baignades :

- la collectivité en reconnaissant l'usage de la baignade sur son territoire, engage sa responsabilité et assure la prise en charge financière du suivi,
- la DDASS assure son rôle de contrôle en mettant en place le suivi réglementaire durant la période estivale (du 15/06 au 15/09) : un suivi hebdomadaire portant sur les paramètres E. coli et sur les streptocoques fécaux pourrait être réalisé par la DDASS, et donner lieu à un classement de ces deux zones de baignade.

En cas de dysfonctionnement sur la station d'épuration (augmentation brutale des MES en sortie de clarificateur par exemple), l'alerte doit être déclenchée afin de prévenir d'une part la mairie, et d'autre part la DDASS : un contrôle de la salubrité de la zone de baignade doit être effectué. En cas de résultat supérieur aux valeurs impératives, la responsabilité incombe au maire de prendre les dispositions nécessaires : information de la population voire interdiction de la baignade (en cas de dysfonctionnement durable).

La gestion d'une telle situation de crise est loin d'être simple : cela suppose un effort d'information et de communication réel de la commune afin de sensibiliser la population au risque lié à la baignade. Une fois informée, la population prend ses responsabilités : chacun étant libre de respecter ou non les recommandations de l'autorité : si malgré tout, la personne se baigne, il ne s'agit plus d'un risque subit mais choisi. Une telle prise de conscience est loin d'être entrée dans les mœurs. Un réel enjeu de ces volets santé est de distinguer clairement les responsabilités des différents partis concernés : administration, collectivité, population.

La rétro-information, lorsque les conditions sont redevenues normales est essentielle, l'effort de communication étant plus important lors de la sortie de crise pour rassurer la population.

Parallèlement à ces dispositifs de surveillance environnementale, d'autres mesures peuvent être suggérées, qui n'entrent pas directement dans le cadre des mesures compensatoires.

4.4.3 **Autres mesures préconisables**

Au sein des services Santé/Environnement des DDASS, la collaboration entre l'Ingénieur du Génie Sanitaire et le Médecin Inspecteur de Santé Publique peut contribuer à une veille sanitaire active, dans les zones à risque telles que le littoral (zones d'usages sensibles recensées par l'IGS).

Une démarche active de sensibilisation, de « rappel des risques liés aux activités de la baignade ou de la pêche à pied » (gastro-entérites aiguës, VHA...) peut être engagée par le MISP à destination des différents acteurs de santé publique que sont les pharmaciens, médecins généralistes, laboratoires d'analyses médicale :

- pharmaciens : en cas d'augmentation brutale de vente d'anti-diarrhéique, avoir le réflexe de transmettre l'information au médecin inspecteur de santé publique de la DDASS,

- médecins généralistes : en cas de gastro-entérites aiguës groupées (interrogation sur la consommation ou non de coquillages), signalement au médecin inspecteur de santé publique de la DDASS,
- laboratoires d'analyses médicales : signalement à la DDASS en cas de nombre significativement élevé de cas de VHA (d'autant plus que l'hépatite A est en passe de devenir à déclaration obligatoire). Les caractéristiques cliniques de l'hépatite A, maladie spécifique, rendent son diagnostic facile, les techniques sérologiques confirment rapidement le résultat. Lors de l'épidémie de Paimpol, l'information a très bien circulé entre les laboratoires d'analyses médicales et la DDASS, permettant de déclencher rapidement une enquête épidémiologique de type cas-témoin ainsi qu'une enquête environnementale (analyses des coquillages par l'IFREMER).

5 Discussion/conclusion

Après avoir présenté l'évolution des études d'impact qui aboutit aujourd'hui à l'intégration du volet sanitaire, ce travail a présenté les particularités des études d'impact de station d'épuration :

- par rapport aux études d'impact traditionnelles : dans la mesure où les données nécessaires à la réalisation de l'étude d'impact et notamment du volet sanitaire ne sont disponibles qu'à l'issue du concours, les préoccupations sanitaires ne devraient-elles pas être prises en compte au stade des études préalables ? La faisabilité d'une telle démarche, notamment au sein des bureaux d'études, compte tenu du budget et du délai généralement impartis à la réalisation des études ne va de soi.
- par rapport aux ICPE : contrairement aux ICPE, les études d'impact ne comportent pas de notice d'hygiène et de sécurité. La circulaire du 17.02.98 ne prévoit pas la prise en compte de l'exposition du personnel d'exploitation dans le volet santé des études d'impact (censée être prise en compte par la législation et la médecine du travail). Or, les préposés de station d'épuration étant exposés au risque infectieux, nous avons pris le parti d'étudier leur exposition.

La synthèse des risques sanitaires liés aux stations d'épuration d'eaux usées domestiques*, effectuée selon le déroulement de la démarche d'évaluation des risques, a montré que le risque lié aux micropolluants métalliques et organiques apparaissait essentiellement lors de la valorisation agricole des boues (un travail d'un élève IGS en cours pour le compte de l'ADEME examine les risques liés à l'incinération des boues, il sera possible de s'y référer en cas de besoin).

C'est pourquoi, nous avons davantage insisté sur le risque microbiologique, pour lequel les connaissances sont plus limitées.

L'évaluation quantitative du risque microbiologique lié aux eaux usées se heurte à de nombreuses difficultés :

- peu de données sont disponibles sur la prévalence dans la population générale des pathogènes (notamment des virus et de *Cryptosporidium*), encore moins dans les eaux usées brutes. Nous ne disposons de données quantitatives que pour les germes témoins indicateurs de contamination fécale : si ces germes test sont de bons indicateurs d'un risque bactérien, tel n'est pas le cas pour le risque viral ou parasitaire,
- l'efficacité des traitements est également appréciée au travers des germes test, dont le comportement diffère de celui des pathogènes : les niveaux d'abattement des pathogènes sont donc estimés au moyen de fourchettes très larges issues de la bibliographie et non de campagnes de terrain (dont le coût serait prohibitif),
- lors du rejet dans le milieu naturel, les connaissances sur le comportement des pathogènes sont fragmentaires : des phénomènes de dormance et de reviviscence ont été mis en évidence pour les bactéries ; les connaissances sur le devenir des virus et des parasites sont encore plus limitées,
- enfin, une relation dose-effet n'a été établie que pour quelques pathogènes (et dans le cadre du risque lié à la consommation d'eau potable uniquement), l'extrapolation de ces modèles à d'autres voies d'exposition (par exemple la consommation de coquillages), ou à d'autres pathogènes est sujette à caution. Dans le cas de notre exemple de Trégastel, il ne nous a semblé possible de conclure que pour les salmonelles pour lesquelles un ordre de grandeur de la DMI était disponible.

La principale limite de l'évaluation des risques réside donc dans l'état des connaissances scientifiques. Encore faut-il pouvoir accéder à l'information existante mais dispersée dans des publications spécialisées... : une synthèse de quelques sites internet ainsi qu'une liste de comités d'experts figure en annexe n°. Il faut toutefois signaler, qu'une telle recherche bibliographique nécessite des compétences et des moyens qui ne sont pas toujours disponibles au sein des bureaux d'études et que sa durée semble incompatible avec les délais généralement impartis pour la réalisation des études d'impact.

* dans le cas du raccordement d'un industriel important, une évaluation plus précise du risque devra être réalisée pour les micropolluants métalliques et organiques, ainsi que pour le risque microbiologique en cas de raccordement d'une usine d'équarrissage par exemple.

Compte tenu de ces difficultés d'accès à l'information, une proposition de solution est en cours de réflexion au sein du GEPP à savoir que : par branche d'activités, une synthèse des connaissances disponibles pourrait être effectuée : recensement des substances émises, données sur leur toxicité, sur la relation dose-effet, sur l'existence ou non de valeurs réglementaires (ces données devant être mises à jour régulièrement).. Ce mémoire constituerait un premier exemple pour les dossiers de stations d'épuration. Une réflexion de cette nature est également en cours au sein du ministère de l'environnement qui examine quatre dossiers types pour les ICPE.

Compte tenu de l'état actuel des connaissances, la question du niveau d'exigence requis pour le volet sanitaire se pose.

La démarche d'évaluation des risques, par son formalisme, offre l'avantage d'être transposable, en théorie, à tous types de dossiers et de fournir un cadre transparent pour la réalisation de la partie du volet sanitaire relative à « l'évaluation des effets sur la santé ». Les hypothèses sont clairement mentionnées à chaque étape, et peuvent donc faire l'objet d'une réévaluation en cas d'avancées des connaissances. Les difficultés rencontrées – accès à l'information, validation des données, caractérisation quantitative de l'exposition (limitée par la connaissance du niveau d'exposition et la disponibilité d'une relation dose/effet) – sont signalées dans le chapitre de l'étude d'impact consacré à l'analyse des méthodes utilisées.

Il semble néanmoins possible – suite notamment aux discussions en cours au sein du GEPP – de définir un contenu minimal de ces volets santé, en quelque sorte de proposer une démarche simplifiée :

- l'identification du danger doit permettre, après avoir décrit le fonctionnement de l'installation, de recenser l'ensemble des polluants ou produits dangereux émis par l'installation en situation de fonctionnement normal et en situation de fonctionnement accidentel (en cas de mélange de produits lors d'une explosion par exemple, même si la toxicité de chacun des constituants est connue, la toxicité et le devenir du mélange sont difficiles à évaluer). Parmi ces agents dangereux identifiés, de faire le point sur leur toxicité, sur la relation dose-effet, sur l'existence de valeurs réglementaires. A l'issue de ce recensement, choisir une ou plusieurs substances (ou agents) index. Les critères de choix de ces agents index reposent sur le potentiel dangereux de la substance, sur les quantités émises, et en pratique sur l'état des connaissances (existence ou non de valeurs seuils...),
- la description des populations exposées (en discutant les perspectives d'évolution démographiques et en spécifiant les groupes sensibles), avec si possible des informations sur l'état sanitaire de la population locale. Il s'agit de la partie novatrice et surtout du cœur de ces volets santé.
- les connaissances sur les voies de transfert des polluants et sur leur devenir dans l'environnement permettent d'envisager les voies d'exposition (et connaissant les usages sensibles la zone d'impact). Elles sont normalement disponibles dans la partie de l'étude d'impact consacrée aux effets du projet sur l'environnement.

Dans les faits, la réalisation des volets sanitaires des études d'impact devrait permettre de « soigner » le contenu traditionnel des études d'impact en s'intéressant notamment à la population exposée. L'intérêt de ce volet sanitaire est que, d'un point de vue réglementaire, les préoccupations sanitaires figurent dorénavant au même plan que les considérations techniques, économiques et sociales. Il serait utopique de penser que ces préoccupations viennent supplanter les pressions économiques, mais leur prise en compte constitue de fait un progrès.

En cas d'impossibilité de conclure l'évaluation des risques, (le maillon manquant étant généralement le plus souvent celui de la relation dose-effet, la population exposée pouvant être caractérisée dès lors que l'on s'en donne les moyens !), la gestion doit pouvoir s'appuyer sur des mesures préventives destinées à supprimer l'étape d'exposition (les prescriptions d'usage tant pour l'épandage de boues que pour la réutilisation des eaux usées reposent sur ce principe).

Une interrogation subsiste : celle de la « communicabilité » des résultats de l'évaluation de risque : à destination du décideur d'abord en cas d'absence de référentiel pour comparer le résultat obtenu à une échelle de risque, et surtout à destination du public. En effet, quelle réaction peut on attendre du public face à un risque qu'il subit mais que l'on ne peut quantifier en l'état actuel des connaissances ?

A ce titre, il faut regretter que l'avis du Conseil Départemental d'Hygiène soit purement consultatif, ce qui réduit évidemment sa portée. Généralement, lors des réunions du CDH, seul l'Ingénieur du Génie Sanitaire représente la DDASS : il serait plus logique que le binôme MISP/IGS, puisse exprimer son avis : cela supposerait une plus grande implication des MISPs dans les questions de santé/environnementale dans la mesure où seul le MISP a une réelle compétence en terme de santé des populations.

C'est pourquoi, un travail d'information, de communication devra être mené lors de la phase d'enquête publique, afin que le public puisse être une partie prenante, voire un moteur des projets d'aménagement. Cela suppose une accessibilité, une lisibilité de l'étude d'impact pour le plus grand nombre (ce qui n'est pas le cas actuellement) grâce au résumé non technique de l'étude.

Le principe de l'enquête publique est d'informer le public, de prendre note de ses remarques et de les transmettre au pétitionnaire. Une limite essentielle est que le public n'a pas de réelle prise sur le devenir du projet : en effet, libre au pétitionnaire de tenir compte ou non des remarques faites. Un système d'allers et retours serait le gage d'une réelle participation citoyenne et d'une démocratisation de ces enquêtes publiques : compte tenu du contexte d'inquiétude actuelle, une telle participation du public s'imposera tôt ou tard.

* la connaissance des MISPs de ce champ de la santé publique semble pour l'heure, limitée.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] ABADIA, GUENZI, SIMON – Stations biologiques de traitements des eaux usées : enregistrement de syndromes fébriles – Etudes et enquêtes DMT 53 TF 41, n° 53, 1^{er} trimestre 1993
- [2] ALTMEYER, ABADIA, SCHMIITT, LEPRINCE – Risques microbiologiques et travail dans les stations d'épuration des eaux usées – Fiche médico-technique, DMT 44 TC 34, n° 44, 4^{ème} trimestre 1990, 373-388
- [3] ALTMEYER, ABADIA, FLEURY – Risques microbiologiques en station d'épuration, résultats d'enquête – DMT 67 TF 67, n° 67, 32^{me} trimestre 1996
- [4] BARD – Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales – Rev.Epidém et Santé Publ, 1995, 43, 423-431
- [5] BEAUDEAU, LEFEVRE, TOUSSET – Disparition des Escherichia coli dans les rivières normandes – Agence de l'Eau Seine Normandie, rapport de synthèse, juin 1998
- [6] BILLAUDEL et al – Devenir des virus entériques en mer et influence des facteurs environnementaux – Oceanologica Acta, 1998, vol 21, n°6, 983-992
- [7] BILLAUDEL et al – Persistence of infectious hepatitis A virus and its genome in artificial seawater – Zent.bl.Hyg.Umweltmed, 1998, Vol 201, 279-284
- [8] BLANC et al – Garantir la qualité des boues destinées au recyclage agricole par la maîtrise globale du système d'assainissement – TSM, 1999, n°5, 50-58
- [9] BOUTIN P, BECHAC, BRAUD – Hygiène et sécurité sur les stations de traitement d'eaux résiduaires urbaines TSM, 1980, n°1, 3-14
- [10] BOUTIN, TORRE et al – Contamination atmosphérique et respiratoire par les aérosols d'eaux résiduaires – Rev des Mal. Resp, 1984, 1, 125-131
- [11] BOUTIN, TORRE et al – Granulométrie des aérosols émis par des dispositifs d'aspersion d'eaux résiduaires traitées, interprétation sanitaire – TSM, 1984, n°3, 143-153
- [12] BOUTIN, PROST – Le risque infectieux lors de l'utilisation des eaux usées en agriculture – TSM, 1989, n°1, 25-33
- [13] BRUNET, MARTEL – Le recyclage agricole des boues : enjeux, contraintes et avenir –TSM, 1999, n°5, 59-66
- [14] BURGEI, LEDRANS, JOUAN, LE GOASTER, QUENEL – Effets de la station des eaux usées d'Achères sur la santé et le bien-être des riverains – RNSP, Unité Santé Environnement, Septembre 1997, 32 pages
- [15] CABELLI, DUFOUR et al – A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis – Journal WPCF, 1983, Vol 55, n°10, 1306-1314
- [16] CEMAGREF – Les aérosols d'eaux résiduaires. Stations de traitement et dispositifs d'aspersion – Groupement de Bordeaux, Section Qualité des Eaux, étude n° 4, 1982, 78 p
- [17] CEMAGREF – Un modèle simple pour le calcul de la diffusion des aérosols d'eaux résiduaires – Groupement de Bordeaux, Section Qualité des Eaux, étude n° 8, 1982, 25 p
- [18] CEMAGREF – Risques sanitaires susceptibles d'être encourus par les personnels travaillant sur les stations de traitement d'eaux résiduaires – Groupement de Bordeaux, Section Qualité des Eaux, étude n° 16, 1983, 45 p

- [19] CHARLET et al – Epidémie de gastro-entérites virales liée à la consommation de palourdes en Charente-Maritime, BEH,1994, n° 37, 169-170
- [20] CLARK et al – Sewage worker's syndrome – The lancet, 1977, May 7, 1009
- [21] COENT BECHAC – Hygiène et sécurité sur les stations de traitement d'eaux résiduelles urbaines – thèse de médecine, Faculté de médecine de Rennes, 1980, 116 p
- [22] DESCHAMPS, MOMAS, FESTY – Quelques aspects du risque professionnel lié à l'inhalation d'endotoxines – Arch. Mal.Prof, 1994, 55, n°5, 327-333
- [23] DAURAT et al – Une épidémie de gastro-entérite aiguë à virus Norwalk-like liée à la consommation d'huîtres dans l'hérault, décembre 1992 – BEH 1994, n°37, 170-171
- [24] DESENCLOS – A multistate outbreak of hepatitis A caused by the consumption of raw oysters – American journal of Public Health, October 1991, Vol 81, n° 10, 1268-1272
- [25] DESENCLOS – Epidémiologie des risques toxiques et infectieux liés à la consommation de coquillages- Revue Epidém. et Santé Publ, 1996, 44, 437-454
- [26] DUCLOS – Les risques sanitaires liés au tri des déchets – mémoire IGS 1996-1997
- [27] ELLIOTT – Prediction of illness risk near ocean outfalls using frequency distributions of bacterial concentrations –Wat.Res., 1998, Vol 32, n°10, 3182-3187
- [28] FANNIN , STANLEY, JAKUBOWSKI – Effect of an activated sludge wastewater treatment plant on ambient air densities of aerosols containing bacteria and viruses – applied and environmental microbiology, 1985, Vol 49, n°5, 1191-1196
- [29] GOARNISSON – Désinfection par les ultraviolets d'eaux usées urbaines après traitement biologique, évaluation du procédé sur site, station d'épuration de Landévant (Morbihan), 75000 Equivalents-habitants, mémoire IGS 1996-1997
- [30] GOFTI, ZMIROU, SEIGLE MURANDI, HARTEMAN, POTELON – Evaluation du risque microbiologique d'origine hydrique : un état de l'art et des perspectives – Rev. Epidém et Santé Publ 61-71
- [31] GRINGAS – Les odeurs reliées aux activités agricoles – BISE, 1996, Vol 7, n°5,
- [32] HERMIA – Les mauvaises odeurs dans les stations d'épuration urbaines, métrologie, causes et remèdes – Tribune de l'eau, 1998, Septembre/Octobre, n°595/5, 27-33
- [33] KAY, FLEISHER et al – Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing : results from randomized exposure – The lancet, 1994, October, vol 344, 905-909
- [34] KHUDER et al – Prevalence of infectious diseases and associated symptoms in wastewater treatment workers – American Journal Of Industrial Medecine, 1998, 33, 571-577
- [35] KRANZ et al – Health among municipal sewage and water treatment workers - Toxicol Ind Health, 1987, Sept, 3(3), 311-319
- [36] KRANZ – Urinary mutagens in municipal sewage workers and water treatment workers - American Journal of Epidemiology, Vol 124, n°6, 1986
- [37] LAGORIO, DE SANTIS, COMBA – A cluster of cancer deaths among wastewater treatment workers – European journal of Epidemiology, 1996, 12, 659-660
- [38] LEGEAS, L.SAOUT – Les refus de dégraissage des petites et moyennes stations d'épuration à dominante domestique : caractérisation des produits et réflexion sur leur gestion

- [39] LESNES – Coquillages et santé publique, édition ENSP, 1992
- [40] MARTIN, LAFFORT – Odeurs et désodorisation dans l'environnement – Edition Tec et Doc Lavoisier, 1991
- [41] MIOSSEC, F Le GUYADER, M POMMEPUY – Gastro-entérites et consommation de coquillages. Existe-t-il une relation ? – Coll. Soc.Microbiol/alim,1997, vol 11, 17-26
- [42] MIOSSEC, GUYADER et al – Contamination virale de coquillages responsables d'une épidémie de gastro-entérites à Poitiers, mars 1997 – BEH, 1998, 30, 129-130
- [43] MIOSSEC – Etudes épidémiologiques sur l'importance des coquillages en tant que facteur d'exposition de l'hépatite A – IFREMER R.INT.DEL, 1997, 35p
- [44] NICAND et al – Le risque fécal viral en 1998 – Virologie, 1998, vol 2, n°2, 103-116
- [45] NUIAOUET, PONGE, CHAMBAUD, RAIMONDEAU – La surveillance et l'investigation : à propos des deux épidémies d'hépatite virale dans les départements littoraux – BEH, 1993, n°29, 129-130
- [46] POMMEPUY et al – T_{90} as a tool for engineers : interest and limits – Wat.Sci.Tech, 1997, vol 35, n°11-12, 277-281
- [47] PRÜSS – Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water – International Journal of Epidemiology, 1998, Vol 27, 1-9
- [47 bis] ROMMENS – Etudes d'impact radiologique autour des sites nucléaires : une revue des données de mode de vie ; les budgets temps et autres paramètres (hors alimentaires) – Radioprotection, 1999, vol 34, n°2, 177-193
- [48] ROSE, SOBSEY – Quantitative risk assessment for viral contamination of shellfish and coastal waters – Journal of Food Protection, 1993, vol 56, n°12, 1043-1050
- [49] RYLANDER et al – Studies on humans exposed to airborne sewage sludge – Schweiz.med.Wschr, 1977, 107, 182-184
- [50] SCHWARTZBROD – Virologie des milieux hydriques, 1991, édition Tec et Doc Lavoisier
- [51] SCHLOESSER, FROUDOT-THOROVAl – Risque professionnel d'hépatite A au contact des eaux usées – Revue des sciences de l'eau, 8, (1995), 277-287
- [52] SHLOSSER et al – Hépatite virale A et exposition aux eaux usées : un risque professionnel confirmé – Gastroenterol Clin Biol, 1995,19, p 844
- [53] SHLOSSER et al – Interventions au contact des eaux usées dans les ouvrages d'assainissement : prévention des risques microbiologiques – Revue de médecine du travail, tome XXIII, n°1, 1996, 3-11
- [54] SHLOSSER et al – Intestinal parasite carriage in workers exposed to sewage – European journal of Epidemiology, 1999, 15, 261-265
- [55] TODD – Microbial Risk Analysis of Food in Canada – Journal of Food Protection, 1996, 10-18
- [56] VIGNON – Risques sanitaires liés à l'aéropersion des effluents d'élevage bovin – mémoire IGS 1993-1994
- [57] ADEME – Les micropolluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines, 1995
- [58] ADEME – Les micropolluants organiques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines, 1995

- [59] ADEME – Les germes pathogènes dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines, 1995
- [60] AGENCE de L'EAU – L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions – Etude inter-agences n°27, 1994, 170 pages
- [61] AGENCE de L'EAU – Conception des stations d'épuration, les 50 recommandations – Etude inter-agences n° 45, 1996, 56 pages
- [62] Centre For Research into Environment and Health (University of Leeds) – Relevance of faecal streptococci as indicators of pollution – A report to DGXI of the Commission of the European Communities, June 1996, 30p
- [63] CSHPF, section des eaux – Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines – Tec et Doc Lavoisier, 1998
- [64] DARES (Direction de l'animation, de la recherche, des études et de la statistique,), ministère de l'emploi et de la solidarité – L'exposition aux agents biologiques en milieu de travail – 98.02, n° 07.1
- [65] Direction de l'eau et de la prévention des pollutions et des risques – Hygiène et sécurité dans les stations d'épuration des collectivités locales – Cahier technique n°25 , 1989, 55 pages
- [66] FNDAE – Lutte contre les odeurs des stations d'épuration – documentation technique n°13
- [67] Ministère de l'emploi et de la solidarité – Les effets du bruit sur la santé