

Zones conchylicoles de l'Aven, du Bélon et du Merrien : Bilan de 15 ans de surveillance



Vues estuariennes (photos : P. Monfort)

1. Introduction	5
2. Contexte général	6
3. Microbiologie et conchyliculture	8
3.1. - Toxi-infections alimentaires et coquillages	8
3.2. - Impacts des bassins versants sur les apports microbiens au littoral.....	12
3.3. - Facteurs influençant la survie des microorganismes en milieu marin.....	18
3.4. - Impacts de la biologie sur la contamination microbienne des bivalves.....	21
4. Contexte réglementaire des zones conchyloles	23
4.1. - Réglementation	23
3.1 - Critères microbiologiques	23
3.2- Critères chimiques	25
4.2. - Techniques analytiques microbiologiques	26
4.3. - Classement des zones conchyloles de l'Aven, du Belon et de Merrien.....	27
5. Qualité bactériologique des coquillages de l'Aven	28
6. Qualité bactériologique des coquillages du Belon	34
7. Qualité bactériologique des coquillages du Merrien	40
8. Qualité chimique des coquillages de l'Aven, du Bélon et du Merrien ...	43
9. Conclusions.....	45
10. Bibliographie.....	46
11. Annexes	51
11.1- Comparaison de la contamination fécale des eaux et des coquillages sur deux estuaires finistériens (rivières de l'Aven et de Pont l'Abbé) au cours d'un cycle de marée de vives eaux (P. Monfort et al. Laboratoire LERBO Concarneau).....	51
11.2- Impact de l'abreuvement des animaux en rivière sur la qualité des eaux du Bélon (projet européen CYCLEAU).	52
11.3- Notion d'Equivalent Habitant (E.H.) : valeurs normalisées.....	53
11.4 - Temps de survie des bactéries fécales dans l'eau de mer.....	54
11.5- Méthode NPP de dénombrement des <i>E.coli</i> dans les coquillages	55

Type de rapport : RST (Rapports de résultats de recherches Scientifiques et/ou Techniques)	
Numéro d'identification du rapport : LER/BO/17.007 Diffusion : libre Validé par : Claude Le Bec Chef du laboratoire LERBO Concarneau	date de publication Mai 2017 nombre de pages : 55 bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : Français
Titre du rapport : Zones conchylicoles de l'Aven, du Bélon et du Merrien : Bilan de 15 ans de surveillance.	
Co-auteurs : Nom, Prénom MONFORT Patrick NICOL Pascal	Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER / LER/BO/Concarneau Quimperlé communauté
Collaborateurs : nom, prénom 	Organisme / Direction / Service, laboratoire
Organisme commanditaire :	
Titre du contrat :	
Organisme(s) réalisateur(s) : nom(s) développé(s), sigle(s), adresse(s) IFREMER Centre de Brest, B.P. 70, 29 280 Plouzané	
Cadre de la recherche :	
Programme : DESECO Dynamique, Evaluation et Surveillance des Ecosystèmes Côtiers	Code : PGB05
Projet : Traitement et valorisation des données DGAL sanitaire	Code : A050201 BSV REMI
Mots-clés : Rivière de l'Aven, Rivière du Bélon, Rivière de Merrien, contamination fécale, <i>Escherichia coli</i> , plomb, cadmium, Mercure, PCB, dioxines, HAP, ostréiculture	
Commentaire : Ce document doit être cité de la manière suivante : Référence générale MONFORT P.et NICOL P.. 2017. Zones conchylicoles de l'Aven, du Belon et du Merrien : Bilan de 15 ans de surveillance, R. RST.ODE/UL/LERBO/17.007, 55p.	

RESUME :

L'activité conchylicole sur les estuaires du Sud Est Cornouaille en Finistère est un enjeu majeur en raison de son importance socio-économique à l'échelle locale. Cette filière est soumise à de multiples contraintes et notamment au respect de la qualité sanitaire des produits finis, à l'origine de potentielles Toxi-Infections Alimentaires (TIA) qui peuvent fragiliser sa pérennité. La qualité microbiologique des eaux littorales est donc un point essentiel à maîtriser pour limiter les risques sanitaires liés à la consommation de ces fruits de la mer. Pour ce faire, différents moyens ont été mis en place, qu'il s'agisse de la réglementation des zones conchylicoles à l'échelon national ou de l'élaboration d'actions de restauration de la qualité des eaux à l'échelon local. Grâce aux contrats de bassins versants soutenus par les collectivités locales et associant l'ensemble des acteurs du territoire de la gestion de l'eau, diverses actions (diagnostic de bassin versant, réduction des points d'abreuvement, réhabilitation des stations d'épuration) ont été menées pour réduire les apports bactériens aux exutoires des bassins versants, provenant des rejets agricoles, industriels et urbains. Les investissements consentis ont apporté des améliorations significatives à la qualité des eaux, perceptible au travers de l'évolution du pourcentage de résultats inférieurs à 1000 *Escherichia coli*/100g pour les zones classées en B.

Cet effort tangible des collectivités locales mérite d'être souligné et poursuivi afin de tenter d'éradiquer les quelques points critiques qui subsistent encore. En effet, il serait souhaitable que les acteurs locaux focalisent en priorité leur attention sur les sous bassins versants de Coat Melen (Aven) et du Dourdu (Bélon) pour mieux cerner l'origine de la contamination bactériologique puis prendre les mesures correctives appropriées pour en atténuer leurs effets négatifs. Par ailleurs, une approche globale des risques associés aux équipements de l'assainissement collectif (station, postes de relèvement, réseaux) devrait également être un axe prioritaire pour contribuer à l'amélioration qualitative des eaux estuariennes du Sud Est Cornouaille.

1. Introduction

Les estuaires de l'Aven, du Bélon et de Merrien, situés au sud est de la Cornouaille dans le département du Finistère, assurent depuis des décennies une activité conchylicole importante. Celui du Bélon notamment, grâce à l'élevage de l'huître plate, *Ostrea edulis*, a contribué au rayonnement de ce territoire bien au-delà des frontières communales. Cette activité primaire génère près de 150 emplois temps plein et plus de 500 emplois saisonniers ce qui, au plan local, représente un poids socio-économique non négligeable. En outre, la pêche récréative offre également un attrait touristique indéniable puisque des recensements de pêcheurs à pied ont comptabilisé de 200 à 450 adeptes de ce loisir lors des marées de vives eaux sur l'estuaire du Bélon.

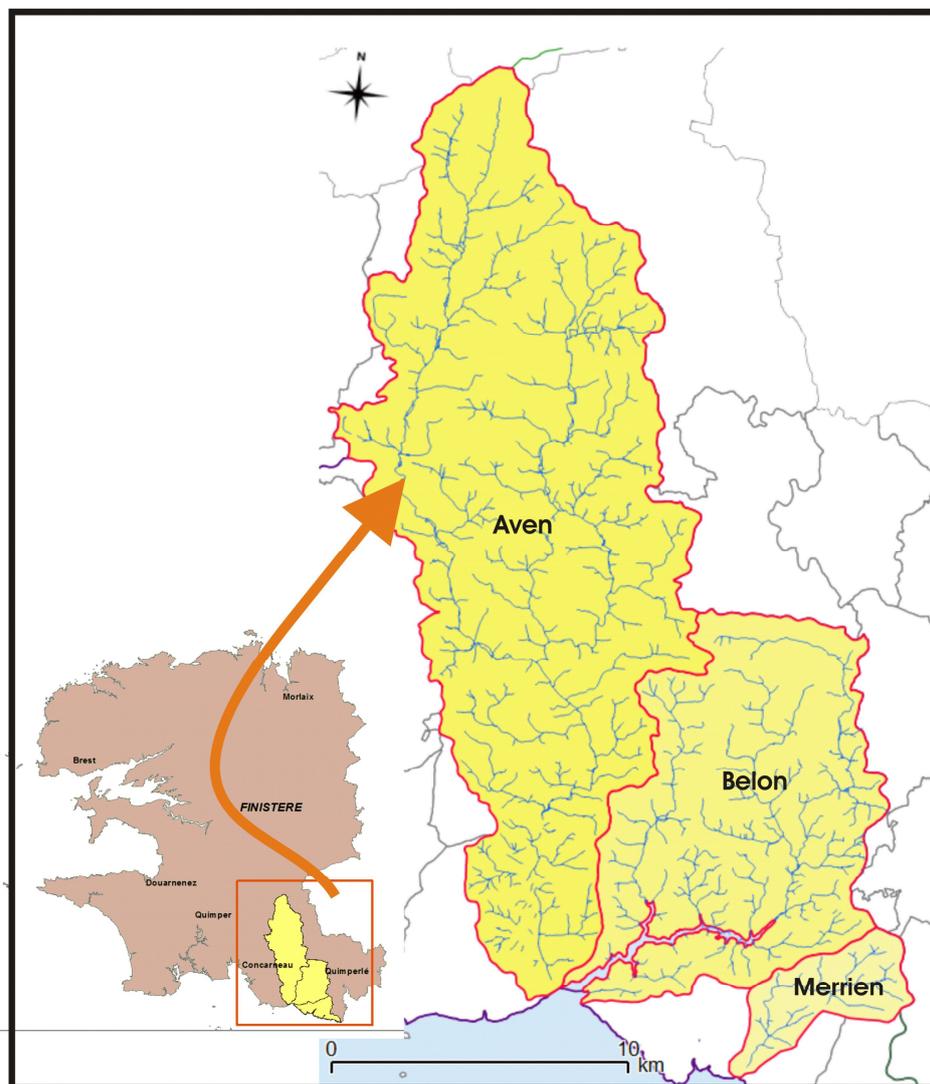
Ces activités professionnelles (conchyliculture) ou récréatives (pêche à pied) peuvent engendrer des risques de toxi-infections alimentaires chez le consommateur liés à des pics conjoncturels de contamination fécale, amplifiés par une consommation crue ou peu cuite des produits conchylicoles. Outre ces risques sanitaires, la contamination estuarienne peut entraîner des risques socio-économiques pour la profession en raison des fermetures temporaires voire des déclassements qu'elle induit et de la médiocre image de marque qu'elle véhicule.

Les réseaux de suivi de la qualité des eaux, gérés ou mis en place par l'administration, répondent à une logique réglementaire ayant pour objectif de protéger la santé du consommateur (eaux conchylicole, eaux de baignade, eau potable) grâce à une gestion préventive du risque. Le réseau microbiologique des zones de production conchylicole, géré à l'échelon national par l'Ifremer, s'inscrit dans cette démarche. Toutefois, s'il permet d'apporter une contribution utile au diagnostic, il ne satisfait pas à la logique de restauration de la qualité des eaux qui suppose une approche globale du territoire, de la source à l'embouchure. Dans le cadre du programme européen Cycleau sur le Bélon d'une part et d'un appel d'offre sur l'Aven d'autre part, menés en collaboration avec Quimperlé Agglomération, nous nous sommes appuyés sur le modèle Pression, Etat, Réponse de l'OCDE afin d'élaborer un réseau de suivi adapté à l'objectif affiché, à savoir la restauration de la qualité des eaux conchylicoles. Avant que le SAGE Sud Cornouaille ne soit officiellement créé en 2015 pour assurer la gestion des eaux du territoire s'étirant de l'estuaire de l'Odet à l'ouest à celui de la Laïta à l'est, Quimperlé agglomération a mené des actions en vue de restaurer la qualité des eaux estuariennes à l'instar des communes des bassins versants concernés.

Dans ce contexte, après un rappel des connaissances générales sur la microbiologie des coquillages, ce rapport s'attachera à dresser un bilan de la surveillance sanitaire des zones conchylicoles et formulera des propositions afin de tenter d'éradiquer les alertes microbiologiques liées à des pics de contaminations conjoncturels.

2. Contexte général

Ancrés en Cornouaille, partie méridionale du Finistère, les bassins versants de l'Aven, du Bélon et du Merrien, s'étirent de l'Argoat (le bois= l'intérieur) vers l'Armor (la mer=littoral) sur une superficie respective de 220, 95 et 15 km² (carte 1). Une gestion efficace de l'eau ne peut se concevoir qu'à l'échelle du bassin versant, entité qui aborde les problèmes de la source à l'embouchure et qui prend en compte une approche globale des enjeux du territoire. Cette gestion s'effectue au sein du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) du Sud Cornouaille qui va de l'Odet à l'ouest à la Laïta à l'est et regroupe 24 communes et quatre intercommunalités (Communauté de Communes du Pays Fouesnantais, Concarneau Cornouaille Agglomération, Quimperlé Agglomération et Communauté de Communes du Pays de Chateaneuf). Cet espace littoral est façonné par de nombreux fleuves côtiers dont ceux de l'Aven, du Belon et du Merrien qui offrent une activité conchylicole dynamique. Cambry déjà en 1794, dans son ouvrage intitulé « Voyage en Finistère, décrit le territoire du Bélon comme un petit paradis terrestre et observe que les femmes récoltent les huîtres sur les rochers qui sont, dit-il, les plus grandes et les meilleures d'Europe ».



Carte 1 : Localisation des bassins versants de l'Aven, du Belon et du Merrien

L'élevage des coquillages dans les estuaires du Sud-Est de la Cornouaille (Aven, Bélon, Merrien) est une activité primaire pratiquée depuis bien longtemps, focalisée sur l'ostréiculture pour ceux du Bélon et du Merrien et sur la mytiliculture pour celui de l'Aven. Avec une quinzaine d'établissements conchylicoles, implantés sur ces sites, cette activité génère une économie florissante qui représente à ce jour un poids socio-économique incontestable à l'échelle locale malgré les difficultés induites par les mortalités survenues ces dernières années. En effet, la commercialisation d'environ 9000 tonnes de coquillages génère près de 150 emplois temps plein et près de 500 emplois saisonniers. A ceux-ci, il faut ajouter les emplois indirects créés en amont et en aval de la filière.

L'huître plate dénommée « la Belon » a fait la renommée de ce territoire et a contribué largement à son rayonnement bien au-delà des frontières communales. De ce fait, indirectement, cette activité conchylicole participe bien évidemment à l'essor touristique de ce territoire.

3. Microbiologie et conchyliculture

3.1. - Toxi-infections alimentaires et coquillages

Une Toxi-Infection Alimentaire Collective (TIAC) est définie par la survenue d'«au moins deux cas groupés, d'une symptomatologie similaire, en général digestive, dont on peut rapporter la cause à une même origine alimentaire».

Les TIAC sont soumises à une déclaration obligatoire (DO) auprès des autorités sanitaires départementales, soit la Direction Départementale de la Cohésion Sociale (DDCS), soit la Direction Départementale de la Protection des Populations (DDPP). L'analyse et la synthèse des données sont réalisées par l'Institut National de Veille Sanitaire (INVS). Les foyers de TIAC peuvent être diffus, dans le cas où l'investigation établit le lien entre plusieurs foyers de TIAC liés à un même aliment, largement distribués sur le territoire.

3.1.1 – Evolution des déclarations

En France, entre 1996 et 2008, 8974 foyers de TIAC ont fait l'objet d'une déclaration aux autorités sanitaires, soit en moyenne 690 foyers par an. Sur cette période de 13 ans, on a recensé 113755 malades parmi lesquels 9666 ont nécessité une hospitalisation et 60 décès ont été déplorés.

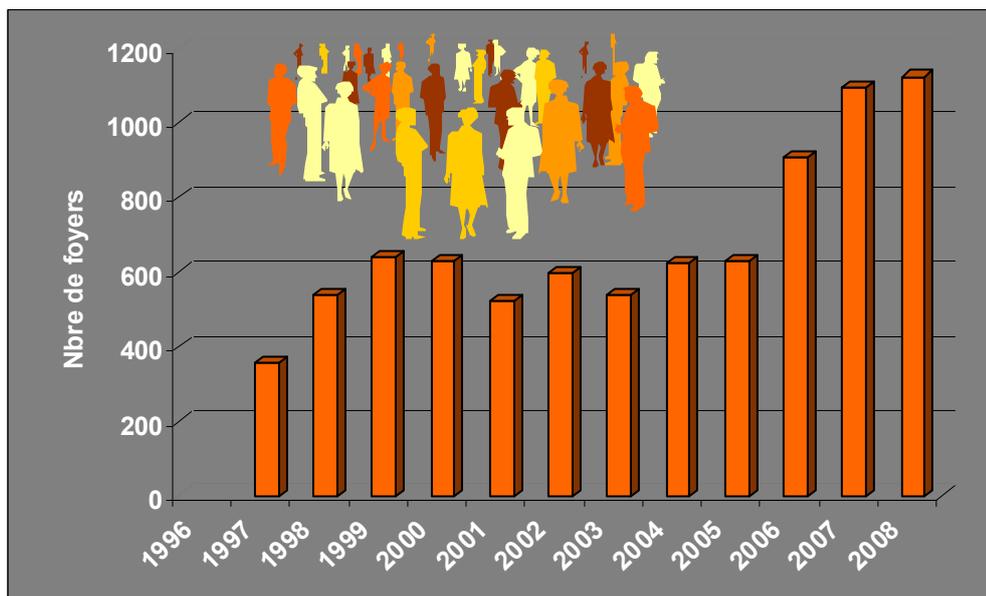


Figure 1 : Evolution annuelle du nombre de foyers de Toxi-Infections Alimentaires Collectives en France de 1996 à 2008 (source : G. Delmas et al., INVS).

Comme le montre la figure 1, la période de 2006 à 2008 a été marquée par un accroissement significatif du nombre de déclarations de foyers de TIAC par rapport à la période 1996 – 2005. L'élaboration et la diffusion en 2004 du logiciel WINTIAC de gestion des signalements de TIAC et d'aide à l'investigation a largement participé à cet accroissement du nombre de déclarations en raison de son efficacité opérationnelle. Cependant, on peut raisonnablement penser que ces chiffres sont largement sous-estimés

en raison de déclarations anormalement faibles des foyers familiaux comparés aux données d'autres pays.

Les chiffres ci-dessus soulignent l'impact sanitaire considérable des Toxi-Infections Alimentaires dont les incidences économiques et financières n'ont pas fait l'objet en France d'évaluation précise, contrairement aux pays anglo-saxons. Ainsi, S. HOFFMANN et al. (2012) évaluent à 75 milliards de dollars le coût des Toxi-Infections Alimentaires aux Etats-Unis pour les 14 principaux pathogènes mis en cause. Pour leur part, D. GADIEL et P. ABELSON (2010) estiment le coût des Toxi-Infections Alimentaires induit par les six principaux pathogènes (*Salmonella*, *Yersinia*, *Listeria*, *Campylobacter*, *Norovirus* et *E.coli* producteur de shiga-toxines) en Nouvelle Zélande à 162 millions de dollars. En Angleterre, le coût des Toxi-infections Alimentaires fleurte avec les 1,5 milliard de livres Sterling et les autorités sanitaires ont engagé une stratégie de réduction des maladies induites par la consommation de denrées alimentaires sur la période 2010 – 2015.

3.1.2 – Les principaux agents responsables

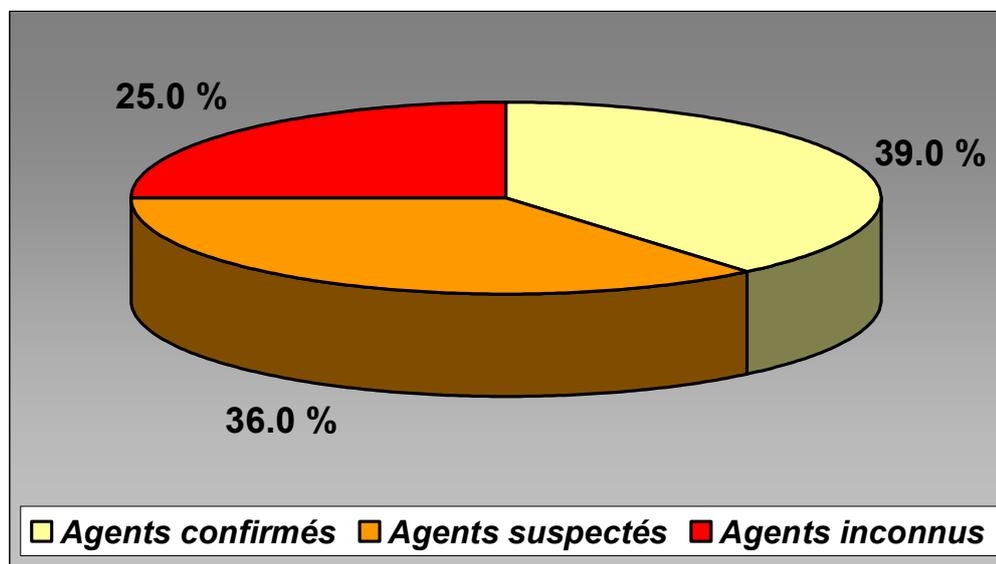


Figure 2 : Importance des agents non identifiés dans les cas de TIAC en France de 1996 à 2008 (source : G. Delmas et al., INVS)

Sur la période considérée, l'agent responsable de toxi-infections alimentaires a été mis en évidence dans 3496 foyers soit dans 39% des cas (figure 2). Il a été suspecté sur des critères cliniques et épidémiologiques dans 3231 foyers (36%) et la proportion des agents responsables non identifiés s'élève à 25%. Ce dernier chiffre, moyenne sur 13 ans, masque une variabilité importante puisque la période 1996-2005 montre un pourcentage d'agents inconnus de seulement 18.9% contre 36.5% sur la période 2006-2008.

Parmi les agents identifiés et suspectés de TIAC, les salmonelles s'avèrent le plus souvent incriminées sur l'ensemble de la période 1996 – 2008 avec 36,6% de cas. Toutefois, si ces pathogènes ont été majoritairement responsables des TIAC pendant des décennies, la période 2006-2008 (figure 3) voit *Staphylococcus aureus* (28,8%) supplanter les salmonelles (24,7%). La figure 3 souligne également un pourcentage plus élevé de toxi-infections liées à *Bacillus cereus*, à l'histamine ainsi qu'aux virus sur la période 2006-2008.

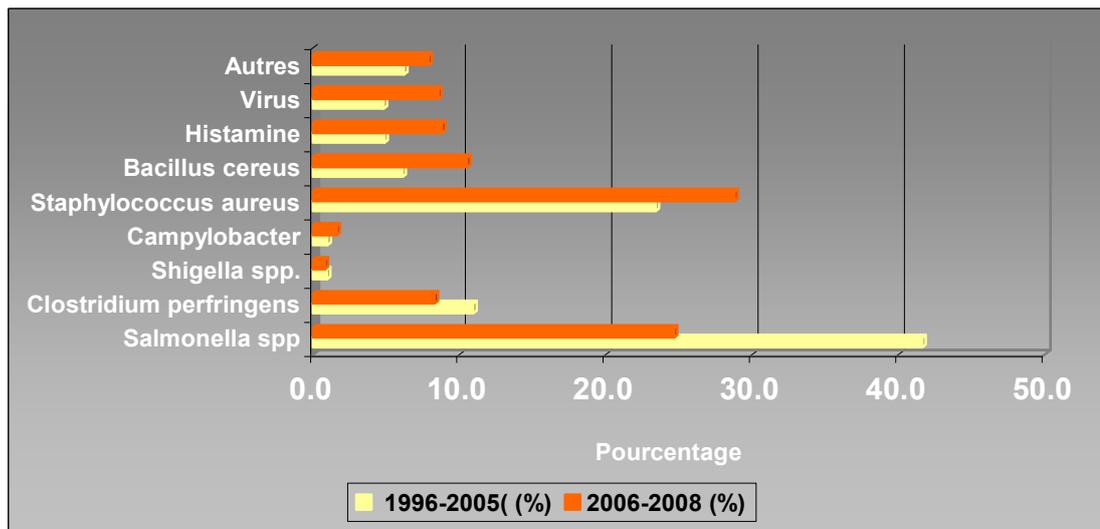


Figure 3 : Proportion des agents identifiés et suspectés de TIAC France au cours de 2 périodes (source : G. Delmas et al., INVS).

3.1.3 – Les denrées alimentaires sources de contamination

Parmi les toxi-infections alimentaires déclarées en France entre 1996 et 2008, aucun aliment n'a pu être ni incriminé, ni suspecté dans 2918 foyers soit 32.6% des cas (figure 4). Cette figure souligne également la prévalence des catégories « œufs et ovoproduits » (17.3%) et « autres aliments » (15.9%) dans l'apparition des TIAC. Les coquillages, quant à eux, représentent 4.9% des cas sur la même période.

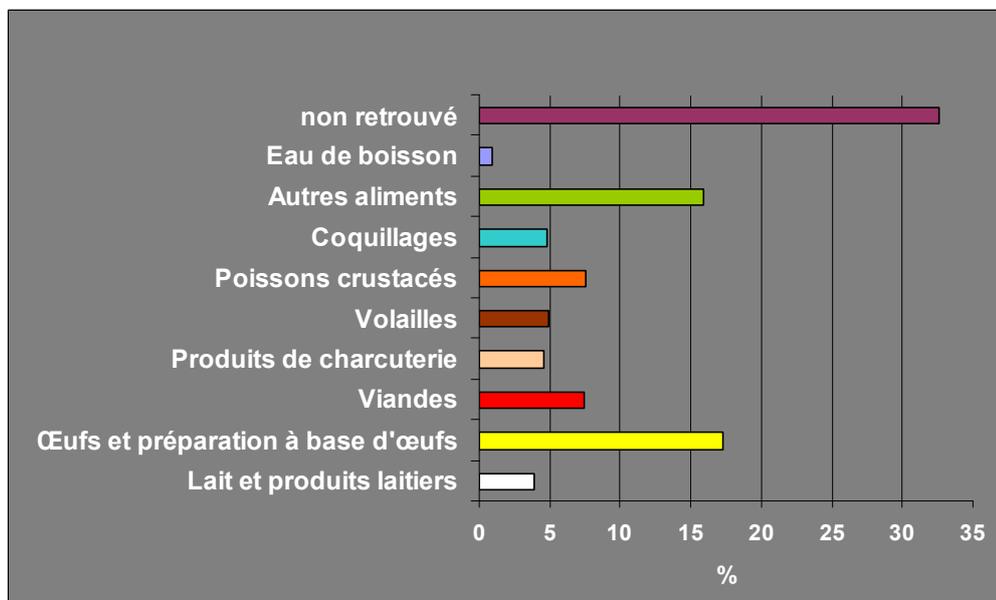


Figure 4 : Pourcentage respectif des aliments incriminés ou suspectés de TIAC entre 1996 et 2008 (source : G. Delmas et al., INVS).

Les différentes catégories d'aliments responsables de ces TIAC présentent de réelles spécificités sanitaires que la figure 5 ci-dessous met en exergue. Ainsi, la responsabilité des

œufs et des ovo-produits a été établie dans 53% des cas de salmonelloses. Parmi les TIAC dues à l'entérotoxine staphylococcique produite par *Staphylococcus aureus*, les plats cuisinés sont le plus fréquemment mis en cause (25.9%). Les produits marins, dans leur ensemble (poissons, crustacés et coquillages), ont été reconnus comme responsables de 1112 foyers de TIACs (12.4%). Pour les poissons et crustacés, 66,8% des cas de toxi-infections alimentaires sont répertoriés dans la catégorie « autres agents ». Pour ces produits de la mer, l'agent le plus souvent mis en cause est l'histamine, produit de la dégradation d'un acide aminé, l'histidine.

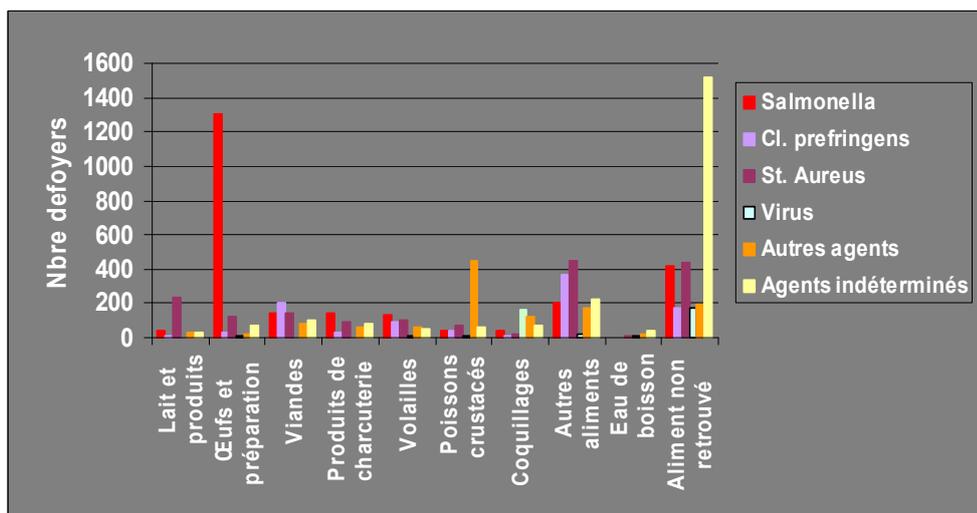


Figure 5 : Agents identifiés ou suspectés et aliments incriminés ou suspectés de Toxi-Infections Alimentaires Collectives déclarées en France entre 1996 et 2008 (source : G. Delmas et al., INVS).

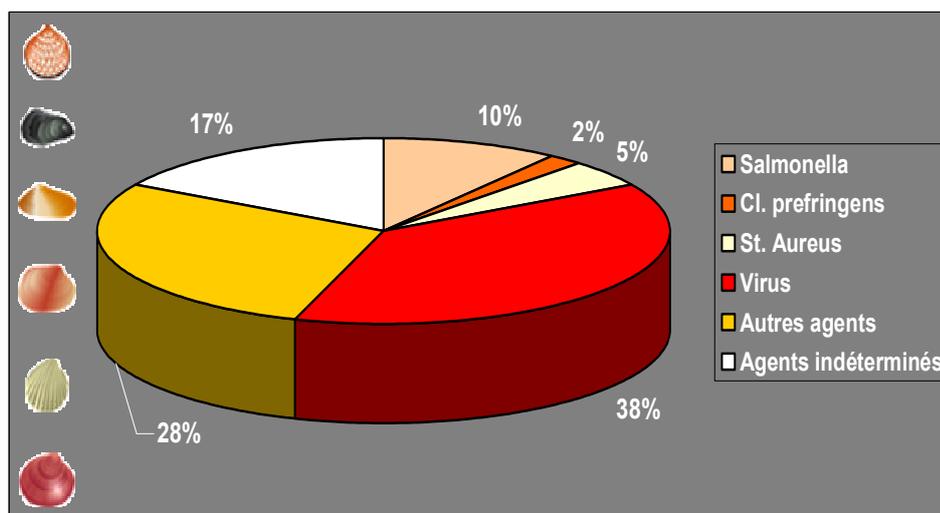


Figure 6 : Toxi-infections alimentaires liées aux coquillages : principaux agents identifiés ou suspectés en France de 1996 à 2008 (source : G. Delmas et al., INVS).

Un focus sur les coquillages laisse apparaître que seuls 435 foyers soient 4,9% font l'objet d'une déclaration de toxi-infection alimentaire collective, chiffre qui oscille annuellement entre 3 et 5%. On constate également une absence d'agent incriminé dans 17% des cas

(figure 6) ce qui est inférieur au chiffre cumulé des aliments pris dans leur ensemble (25%). Les salmonelles ne représentent plus que 10% des foyers de TIACs entre 1996 et 2008, supplantées par les virus (38%) et la catégorie « autres agents ». Dans cette catégorie, on recense une autre spécificité des coquillages en terme de santé publique, l'impact des phycotoxines, toxines produites par certaines espèces de micro-algues.

3.2. - Impacts des bassins versants sur les apports microbiens au littoral

Comme nous l'avons rapporté précédemment, les coquillages comme les autres denrées alimentaires peuvent être une source de toxi-infections alimentaires. Parmi la multitude de germes pathogènes susceptibles de les contaminer, les germes allochtones au milieu marin, issus de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud, sont le plus fréquemment mis en cause. On parle alors de bactéries ou de virus entériques. Toutefois, la recherche et la quantification de ces microorganismes pathogènes en routine coûtent cher, demeurent chronophages et sont plus complexes à mettre en œuvre. Aussi, pour évaluer le risque de contamination d'origine fécale, les hygiénistes ont retenu comme bactérie indicatrice (bio-indicateur) au sein du groupe des coliformes, *Escherichia coli*. Cette dernière a été retenue en raison de sa spécificité fécale, de sa résistance comparable aux pathogènes entériques dans le milieu extérieur et de la plus grande sensibilité des méthodes analytiques. La validité des *Escherichia coli* pour estimer la présence de germes pathogènes dans les eaux et les coquillages a donné lieu à de nombreuses controverses (Thomas et Jones 1971, Andrews et al. 1975, Marjori et al. 1977, Fraiser et Koburger 1984). La majorité des auteurs s'accordent toutefois pour souligner le déficit de relation entre la quantification des *E. coli* et la présence d'entérovirus. En raison d'une moindre variabilité des concentrations bactériennes dans les coquillages par rapport à l'eau et d'un niveau de concentration plus élevé (annexe 11.1), la communauté européenne, contrairement aux Etats-Unis, a retenu les coquillages et non l'eau comme matrice de référence pour l'évaluation des zones conchylicoles.

3.2.1 – Origine de la contamination microbiologique des eaux

Toute contamination des eaux littorales suppose préalablement un rejet de bactéries fécales dans l'environnement. Sur les bassins versants, les activités anthropiques et plus particulièrement les équipements de l'assainissement collectif et non collectif, les rejets directs ou diffus de l'activité agricole, l'impact des industries agro-alimentaires sont le plus souvent incriminés. En zone littorale, l'importance de l'activité nautique et plus accessoirement l'avifaune sauvage peuvent éventuellement impacter la qualité bactériologique de l'eau. Si ces rejets dans l'environnement sont une condition nécessaire à la contamination microbiologique des eaux estuariennes, elle n'est nullement une condition suffisante. En effet, les microorganismes rejetés dans le milieu extérieur, pour parvenir au littoral, seront sous la dépendance d'un certain nombre de facteurs (fig. 7) qu'ils soient naturels (configuration du BV, pentes, pluviométrie, importance du réseau hydrographique,...) ou humains (pratiques agricoles, gestion des équipements de l'assainissement,...).

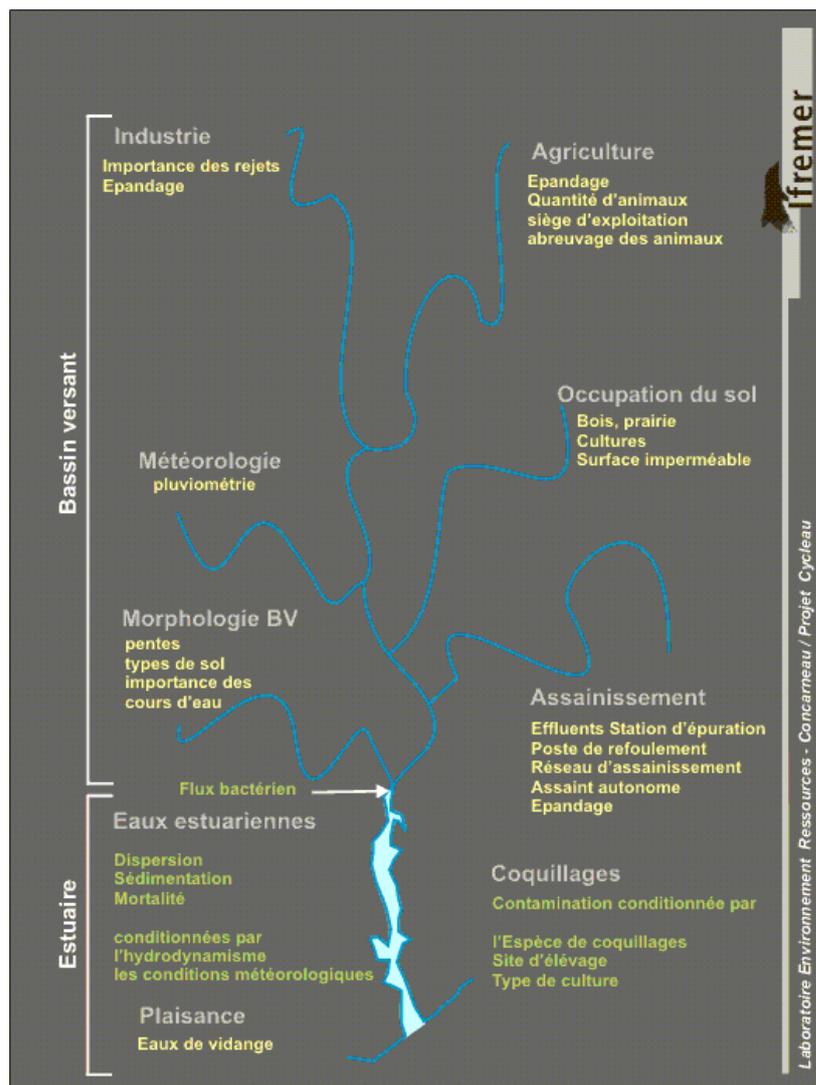


Figure 7 : Recensement des facteurs susceptibles d'influer sur la contamination Des eaux estuariennes

Par ailleurs, la restauration de la qualité des eaux suppose une approche différente de l'aspect sanitaire décrit précédemment. En effet, si les normes alimentaires prennent en considération les concentrations bactériennes à ne pas dépasser, l'impact bactériologique des bassins versants sur les eaux littorales impose un traitement des données en flux bactériens (la concentration multipliée par le débit). Cette méthodologie permet ainsi d'évaluer les sous bassins les plus contributifs à la contamination et de mieux cibler les actions à mettre en œuvre au regard des moyens financiers disponibles.

3.2.2 – Incidences des facteurs environnementaux

Parmi ces différents facteurs, la pluviométrie est sans aucun doute celui qui occupe une place primordiale dans cette contamination bactériologique des eaux, en raison de son rôle dans le lessivage des sols et dans les dysfonctionnements éventuels des équipements de l'assainissement collectif, non collectif et industriel. Les études menées sur le sujet soulignent le rôle essentiel de ce facteur météorologique qui peut être apprécié par le

rapport entre les flux bactériens quantifiés en période pluvieuse et en période sèche (tableau 1).

Tableau 1 : Impact de la pluviométrie sur les flux bactériens dans le milieu aquatique

Auteurs	Années	Site	Facteurs FLuxTP/FLuxTS*
Kay and al.	2008	Grande Bretagne	46,4 à 89,6
Agriculture, Eau Environnement	2003	(Saultbesnon) Manche	150
Bougeard et al.	2008	(Daoulas) Finistère	60
Monfort et al.	2006	(Bélon) Finistère	1,6 à 351
Monfort et al.	2008	(Aven) Finistère	3,2 à 139

*Flux temps pluvieux/flux temps sec

Ce facteur, outre l'acheminement plus important de bactéries au réseau hydrographique, a pour conséquence de réduire le temps de transfert de celles-ci vers le littoral et corrélativement de favoriser ainsi sa contamination. Corre et al. 1999 dans une étude menée sur le bassin versant du Coët-Dan (Morbihan) a estimé le temps de transfert des bactéries de la source à l'exutoire (50 km) de 1 à 2 jours en période de crue et de 10 à 15 jours en période de basses eaux. Sur le bassin versant du Bélon, dans le cadre du projet européen Cycleau, Monfort et al. 2006 ont évalué le temps de transfert de l'amont à l'aval en période de basses eaux et déterminé qu'en 13 heures les bactéries pouvaient parcourir les 13 km qui séparent la source de l'exutoire. Cette information laisse supposer qu'en période de crue quelques heures suffisent pour aboutir au littoral et qu'en conséquence, les sources mêmes éloignées de l'estuaire ne doivent nullement être négligées dans les programmes d'actions sur les petits bassins versants littoraux visant la restauration des eaux estuariennes.

3.2.3 – Incidences des facteurs anthropiques

A - Agriculture

La contamination bactériologique induite par l'agriculture est générée par les déjections des animaux d'élevage (Tableau 2) et leurs transferts au littoral via le réseau hydrographique

Tableau 2 : Flores colimétriques recensées dans les fécès d'animaux

Origine animale	Flux E.coli/J	Auteurs
Bovin	$1 \cdot 10^{10}$ à $4 \cdot 10^{10}$	Geldreich, Pourcher
Porcin	$6 \cdot 10^{10}$	Geldreich, Pourcher
Volaille	$2 \cdot 10^8$ à $3 \cdot 10^{10}$	Geldreich, Pourcher
Ovin	$1,8 \cdot 10^{10}$	Geldreich, Pourcher
Equin	$4,1 \cdot 10^8$	Geldreich, Pourcher

Les principaux risques de contamination associés à ces apports sont évoqués ci-après :

- Le débordement des ouvrages de stockage des lisiers et le lessivage des surfaces de circulation des animaux au siège d'exploitation.
- L'épandage des déjections animales dont l'impact est fortement dépendant des conditions météorologiques. Pour limiter les effets de cette pratique une réglementation a été mise en place pour interdire l'épandage à certaines périodes et sur une bande de 500m jouxtant une zone conchylicole.
- L'abreuvement direct des animaux au ruisseau, impact longtemps négligé et qui s'avère en réalité bien plus conséquent qu'on ne l'imaginait initialement. En effet, les résultats obtenus dans le cadre du programme européen Cycleau sur l'estuaire du Bélon (annexe 11.2) ont mis en évidence le rôle significatif de l'abreuvement direct dans la contamination des eaux. Comparés à une période sèche, les flux bactériens liés à cette pratique ont été 4600 fois supérieurs en période pluvieuse (Monfort et al. 2006).
- Le passage des animaux dans les cours d'eau pour accéder au pâturage.
- Indirectement, certaines pratiques peuvent également influencer sur l'importance des apports bactériens au littoral. En effet, la destruction des talus contribue à accroître le lessivage des sols, de même que le labour des terrains effectué dans le sens de la pente.

La variabilité des durées de survie des bactéries fécales dans les effluents agricoles est très importante et dépend en outre :

De la nature de l'effluent, défini par sa consistance, sa température, son taux d'humidité et sa durée de stockage. D'une manière générale, la charge initiale des fumiers semble plus élevée que les lisiers. Les bouses représentent pour les bactéries une des protections les plus efficaces contre l'environnement (Dorioz et al. 2008).

Du type de stockage où l'on constate que plus la durée de stockage est longue, plus la charge microbienne diminue. La décroissance est rapide au début et après quelques semaines 90% de la population est détruite (Jones 1980, Vuorinen et Saharinen 1997).

De la température. La survie des bactéries diminue avec l'augmentation de la température ce qui est un élément constant observé dans différents compartiments de l'environnement (eau, sol) et qui tient au ralentissement du métabolisme bactérien.

Les différents traitements appliqués aux lisiers permettent de réduire la flore fécale de ces effluents (tableau 3).

Tableau 3 : Abattements estimés pour différents traitements des lisiers (Sosbey et Hill 2008)

Traitement appliqué	Abattement estimé Log ₁₀	Facteur de performance
Thermophile (>50°C)	>4	T°C, temps de contact, pH
Séchage, dessiccation	<1 si humidité >5% >4 si humidité <1%	Temps de contact
Chaulage pH >11 et T°C élevée	>3-4	Temps de contact
Aérobic mésophile	1-2	Temps de séjour, T°C

Compostage		>4	T°C, durée
Digestion mésophile	anaérobie	1-2	Temps de séjour
Digestion thermophile	anaérobie	>4	Temps de séjour

Une fois épandues sur les sols, les bactéries présentes dans les effluents vont également survivre plus ou moins longtemps en fonction de différents paramètres (Tableau 4) :

Tableau 4: Paramètres de survie de la flore fécale après épandage

Paramètres	Observation
Type de sol (Argileux/Sableux)	Excepté pour le fumier de vache, la survie des bactéries est plus marquée en sol argileux que sableux (Nicholson et al. 2005)
Taux de Matières organiques	Le temps de survie est 2 fois supérieur dans un sol contenant 4% de mat.org. comparé à un sol à 0,7% (Ishii et al. 2006).
Température	La vitesse de disparition des germes augmente avec la température. A basse T°C, la compétition plus faible de la flore autochtone favorise les bactéries fécales (Ishii et al. 2006)
Rayons solaires	L'ombre est déterminant pour la survie d' <i>E.coli</i> dans les bouses du 17 au 45 ^{ème} jour (Meays et al.2005)
Pratiques d'épandage	La survie bactérienne s'avère plus élevée par injection en profondeur par rapport à une application en surface. La survie bactérienne est plus faible au printemps (mai) qu'à l'automne ou les paramètres T°C et Insolation sont moins présents (Hodgson et al. 2008).

La définition officielle de l'équivalent habitant (E.H.) n'intègre pas le paramètre relatif au rejet bactérien (annexe 11.3), ce qui nous a contraint de rechercher dans la bibliographie les données disponibles sur ce sujet. Les études menées par Geldreich 1978, Weather et al. 1979 et Mara et Oragui 1983 mettent en évidence une variabilité importante de la contamination fécale animale. Toutefois, pour satisfaire aux exigences de comparaison des sources potentielles de pollution sur les territoires, l'Ifremer utilise les valeurs suivantes (tableau 5), retenues initialement dans le cadre de l'étude « rejets agricoles et bactériologie » (Dupray et al. 1999).

Tableau 5 : Evaluation de l'indicateur Equivalent Habitant par espèce animale

Espèces	Flux E.coli/j	Equivalent Habitant (EH)
Homme	2,14 10 ⁹	1
Bovin		5
Porcin		30
Volaille		0,06

B – Urbanisation

L'assainissement urbain, qu'il soit collectif ou autonome, participe également à la contamination bactériologique et chimique des eaux littorales. Pour limiter les impacts de ces rejets sur l'environnement, la réglementation européenne a élaboré des directives afin d'atteindre des objectifs de qualité des eaux et s'inscrire ainsi dans une politique ambitieuse de résultats (Directive ERU 91/271/CEE, Directive cadre sur l'eau 2000/60/CE).

Initialement, les stations d'épuration n'avaient pas vocation à éliminer la pollution bactériologique. Avec l'augmentation de la population autochtone et estivale et par voie de conséquence des rejets en zone côtière, leurs impacts sanitaires sur les activités maritimes (conchyliculture, pêche à pied, baignade) se sont amplifiés au point de compromettre leur pérennité.

Pour y remédier, depuis des décennies, des améliorations techniques substantielles ont été engagées sur les technologies de traitement pour réduire cette charge bactérienne en sortie de station d'épuration, notamment dans les communes littorales. Le tableau 6 ci-dessous reprend les performances d'élimination bactérienne estimées (Agence de l'eau Seine Normandie 2005 et C. Tréguier 2015) des différentes technologies.

Tableau 6 : Performances d'élimination bactérienne estimées des stations d'épuration

Filères de traitement	Abattement bactérien (U Log)
Disques biologiques	1 à 2
Boues activées	2
Lits bactériens	2
Filtres à roseaux	1,5 à 2
Lagunage aéré	2
Lagunage naturel	Eté (3 à 4) – Hiver (1,5 à 2)
Filtre à sable	3 à 4
Membrane filtrante	6

Les dysfonctionnements des équipements collectifs d'assainissement résultent le plus souvent des stations d'épuration elles-mêmes mais également des postes de refoulement, implantés pour s'affranchir de la topographie des lieux.

Outre les branchements défectueux (assainissement raccordé au réseau d'eau pluviale), le risque de contamination accidentelle des eaux est lié à l'absence de réseau séparatif (eaux usées, eaux pluviales) qui conduit à des afflux d'eau parasite en période de fortes précipitations. Ces apports supplémentaires, incompatibles avec le bon fonctionnement de ces équipements épuratoires, génèrent souvent des rejets directs par by-pass.

Les postes de refoulement représentent également des équipements à risque lors des phénomènes météorologiques (précipitations, orages). En effet, les effets négatifs sur la qualité des eaux ont trop longtemps été occultés en l'absence d'informations de la part des sociétés fermières et des régies municipales. Pour prévenir ce risque sanitaire en zone littorale, La SAUR et l'Ifremer (Yvenat et al. 2006) ont initié le programme GALATE au sein

du projet européen ICREW (Improving Coastal and REcreational Water). Ce programme partenarial avait pour objectif d'analyser la criticité des ouvrages d'assainissement. Pour ce faire, cet outil a été construit en attribuant une note technique aux postes de refoulement (capacité de pompage, trop plein, Bâche tampon, ...) ainsi qu'une note environnementale (Linéaire de plage, Nbre d'établissements conchylicoles, ...) au regard des usages littoraux potentiellement impactés. La synthèse de ces éléments chiffrés aboutit à l'obtention d'un indice de criticité qui permet de hiérarchiser les actions à entreprendre en fonction des risques et des moyens financiers disponibles.

3.3. - Facteurs influençant la survie des microorganismes en milieu marin

Les bactéries et les virus entériques, hôtes habituels de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud, qui arrivent dans le milieu marin, se retrouvent dans un environnement hostile, peu propice à leur croissance. Incapables de se multiplier dans cet environnement, ces microorganismes vont y survivre plus ou moins longtemps en fonction des paramètres physiques, chimiques et biologiques du milieu récepteur (figure 8). Ces microorganismes se retrouvent soit libres dans la masse d'eau, soit associés à des particules organiques ou minérales. Suivant le poids de ces particules, les microorganismes vont être soumis à une dilution tout au long de l'estuaire ou à une sédimentation favorable à leur concentration. Ainsi, on estime que les sédiments sont de 100 à 1000 fois plus contaminés que l'eau environnante (Gerba 1978, Smith 1978, Labelle et al. 1980) et vont constituer ainsi un réservoir potentiel pour une contamination ultérieure des eaux à la faveur de la remise en suspension lors de phénomènes naturels (tempête, crue) ou lors d'activités humaines (dragages).

Le temps de survie des microorganismes est défini par le temps nécessaire à la disparition de 90% de la population initiale, exprimé par le T90. De quelques heures à quelques jours pour les bactéries, cette survie est prolongée de plusieurs semaines à plusieurs mois pour les virus. Le pouvoir auto-épurateur de l'eau de mer, longtemps considéré comme infini, a largement contribué à la contamination bactériologique des eaux littorales. Les premiers travaux sur cette problématique ont conforté cette vision auto-épuratrice de l'eau de mer en raison d'une évaluation des temps de survie courts (2h00 en moyenne). Ce constat résulte de l'utilisation de milieux de culture très sélectifs qui ne permettaient pas aux bactéries stressées de s'y développer (Mc Feters et al. 1982, Singh et Feters 1992). Par ailleurs les premières publications sur le sujet, menées dans des régions ensoleillées (Californie, Israël, Brésil, ...), peuvent expliquer ces temps de survie courts induits par les effets bactéricides des rayons solaires. Cependant, Irving 1977 souligne qu'à l'obscurité les T90 peuvent atteindre quelques centaines d'heures. Avec le développement des zones urbaines et la contamination chroniques des eaux littorales, l'auto-épuration de l'eau de mer a subi une sérieuse remise en cause, confortée par les études sur la physiologie bactérienne. Ces dernières ont permis en effet de mettre en évidence que les bactéries stressées pouvaient passer par un état dit viable mais non cultivable avant de mourir (Rozack et Colwell 1987a, 1987b, Xu et al. 1992). Outre les facteurs biologiques (compétition de flore, prédation, ...), les facteurs physico-chimiques (Température, salinité, ensoleillement, oligotrophie, ...) occupent une place primordiale sur le devenir des bactéries fécales en zone littorale. Les résultats divergents que révèlent les articles scientifiques peuvent être induits par les méthodes analytiques ou les souches bactériennes utilisées d'une part et les conditions environnementales retenues d'autre part (annexe 11.4).

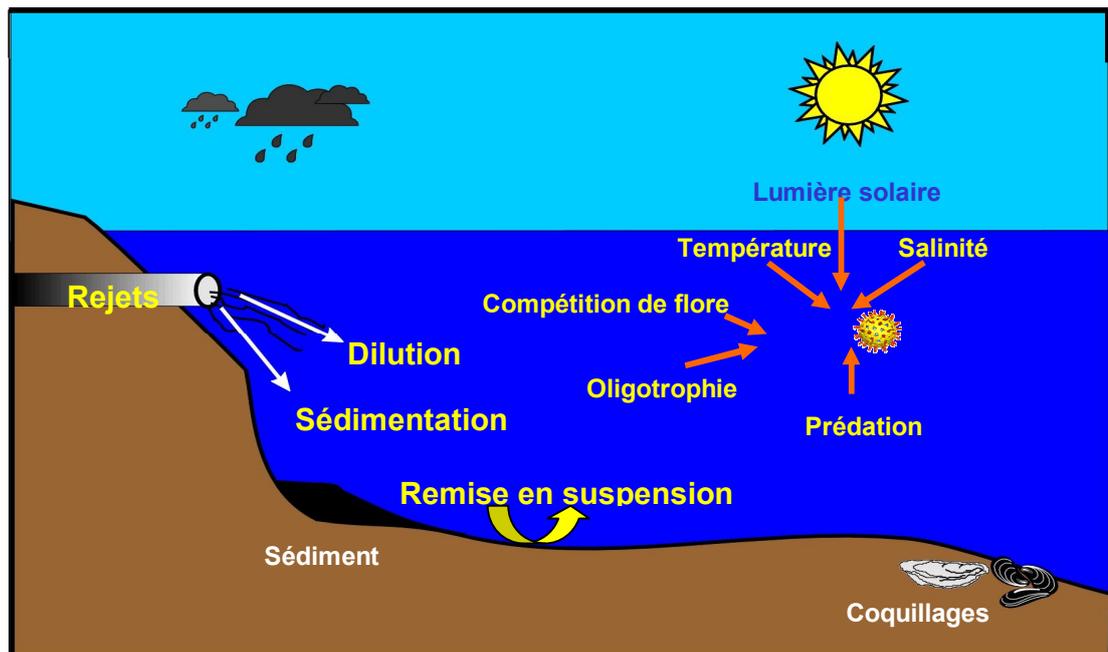


Figure 8 : Paramètres physiques, chimiques et biologiques influençant la survie des germes en milieu marin (source : Pommepeuy, Ifremer).

La lumière

Les rayons solaires et notamment les UV(B) de 280 à 320 nm sont les principaux facteurs intervenant sur la mortalité des bactéries fécales dans l'environnement marin en raison des dommages causés aux gènes bactériens. Les bactéries fécales diffèrent dans la sensibilité à la lumière et des expositions plus fortes sont nécessaires pour inactiver les entérocoques par rapport aux coliformes fécaux (Rozen et Belkin 2001). De nombreux auteurs (Bellair et al. 1977, Chamberlin 1978,) ont démontré que la variation du taux de réduction bactérienne était très étroitement lié à l'exposition des radiations solaires. Ainsi, le T90 était d'environ 40 h pendant la nuit et de seulement 1,9h le jour. L'atténuation verticale de la lumière dépend de la turbidité, de la présence de matière organique ou encore de la chlorophylle, éléments qui sont responsables de l'absorption et de la diffusion de la lumière (Mc Phersen et Malles 1987). En estuaires, le rôle de la turbidité est un facteur essentiel sur la pénétration de la lumière (Alkan et al. 1995). Pour les fortes teneurs (100mg/l), le T90 peut atteindre 9 jours (Pommepeuy et al. 1992) pour *Escherichia coli*. A l'opposé, dans des conditions de radiations optimales, le T90 pour les coliformes fécaux s'évalue à 35 mn seulement (Davies-Collen et al. 1994).

La température

La température optimale de croissance des bactéries fécales est de 37°C. Cependant, cette température n'est pas nécessaire à la survie bactérienne en eau de mer. Les conditions de basses températures en eaux douce et marine contribuent à un accroissement de la survie des coliformes fécaux dans l'environnement naturel (An et al. 2002, Auer et Niehans 1993,

Rozen et Belkin 2001, Solic et Krstulovic 1992). D'autres auteurs (Buckhouse et Gifford 1976, Crabill et al. 1999) ont rapporté des résultats opposés, une meilleure survie des coliformes fécaux à des températures tempérées. Alkan et al. 1995 ne trouvent pas de différence de survie bactérienne entre 10 et 30°C car, lorsque les paramètres température et lumière sont présents, l'impact de la lumière est prépondérant sur la température. Dupray et Derrien 1995 montrent qu'*Escherichia coli* possède une meilleure chance de survie en eau de mer si la bactérie a pu s'acclimater auparavant aux basses températures dans une station d'épuration des eaux usées urbaines. Mezrioui et al 1995 met en évidence des temps de survie plus long en hiver qu'en été. Ainsi les T90 d'*Escherichia coli* sont estimés entre 17 et 24h en été, à 80h en automne et à 125h en hiver.

La salinité

L'eau salée présente dans les environnements littoraux (eau saumâtre, eau marine) impacte également la survie des bactéries fécales en raison du stress osmotique rencontré dans ces milieux spécifiques. Anderson et al. 1979 soulignent que les coliformes, soumis à une salinité de 15 à 30‰, deviennent non viables au cours des 2 premiers jours. Fujioka et al. 1981 font état de T90 pour les coliformes fécaux entre 21h et 48h en eau marine alors que les densités bactériennes restent identiques en eau douce après 3 jours. Si Rozen et Belkin 2001 minimise l'impact de la salinité comparé à celui de la lumière ou le manque de nutriments, Trousselier et al. 1998 considèrent que les fortes salinités contribuent de manière significative à la mortalité bactérienne allochtone dans l'environnement marin.

Les nutriments

La survie des *Escherichia coli* mesurée en présence de sédiments marins est plus élevée que dans l'eau environnante. La disponibilité élevée de la matière organique et des osmoprotecteurs (bétaïnes) protège *E. coli* du stress salin (Ghoul et al. 1990). La couche sédimentaire contient de 10 à 100 fois plus de coliformes fécaux que l'eau environnante (Gerba et McLeod 1976). Davies et al. 1995 trouvent quant à eux des concentrations en bactéries fécales de 100 à 1000 fois supérieures dans le sédiment par rapport à l'eau. Outre cette richesse en matière organique, l'impact limité des effets des rayons UV expliquent également pour partie cette survie prolongée des bactéries fécales dans les sédiments marins.

La Prédation

Les articles de la littérature scientifique indiquent que les prédateurs impactent la survie des bactéries fécales. Enzinger et Cooper 1976 ont évalué la survie d'*Escherichia coli* dans les eaux estuariennes et montré que les densités bactériennes ont fortement décliné entre le 2^{ème} et 4^{ème} jour de l'étude, résultant de la multiplication par 10 de la population des protozoaires. Les résultats fournis par McCambridge et Mc Meekin 1981 corroborent la conclusion de l'étude précédente.

3.4. - Impacts de la biologie sur la contamination microbienne des bivalves

La plupart des mollusques bivalves sont des organismes benthiques, vivant soit fixés sur un support (moule, huître) soit enfouis dans le sédiment (coque, palourde). Cette spécificité fait de ces bivalves, des organismes planctonophages, assurant leurs besoins physiologiques (nutrition, respiration) grâce aux échanges avec le milieu hydrique. Pour y subvenir, ils filtrent des volumes d'eau importants, variables selon des facteurs intrinsèques (espèce, taille, état physiologique, ...) et environnementaux (température, turbidité, temps d'émergence (His et Cantin 1995). Au cours de ce processus, les microorganismes autochtones et allochtones au milieu marin vont être retenus et entraînés dans l'appareil digestif. Ainsi, Al Jebouri et Trollope 1981 estiment que l'accumulation des bactéries indicatrices dans les bivalves s'effectue pour l'essentiel dans le tractus digestif (75 à 95%). Cette information est confortée par les travaux de Ledo et al. 1983 pour *Mytilus edulis* et Kueh et Chan 1985 pour *Crassostrea gigas*. Minet et al. 1987, quant à eux, apportent une précision complémentaire mettant en évidence l'intestin postérieur de la moule comme site privilégié de l'accumulation bactérienne. Un tube digestif sensiblement plus long chez les fousseurs, replié sur lui-même, pourrait donc accumuler davantage de flore microbienne anthropique, mais de surcroît, ralentir le relargage des bactéries au cours de la décontamination. Cet aspect anatomique et physiologique des coquillages fousseurs, associé à un habitat sédimentaire, de 100 à 1000 fois plus contaminés que l'eau environnante (Matson et al. 1978, Labelle et al. 1980) peuvent justifier les variations de contamination inter espèces observées sur un même site. Ainsi, l'étude bactériologique menée sur la mer blanche dans le Finistère (Monfort et al. 1997) a fait apparaître une moyenne géométrique sur 41 valeurs de 321 *E.coli*/100g dans les moules alors qu'elle atteignait 988 *E.coli*/100g dans les coques. Par ailleurs, une synthèse des données finistériennes sur l'occurrence des salmonelles dans les coquillages (Monfort et al. 1997) a permis de mettre en évidence une relation hautement significative ($p < 0.001$) entre la fréquence d'isolement des salmonelles et l'abondance du germe test de contamination fécale, *Escherichia coli*. (fig. 9). Cette figure souligne par ailleurs un risque plus élevé de toxi-infection alimentaire par les coquillages fousseurs, bivalves les plus communément récoltés par les pêcheurs à pied. Ces résultats confirment ainsi l'impact de l'espèce de coquillages sur les variations de contamination observée.

Cette accumulation bactérienne au sein du coquillage, variable selon les espèces, les flores bactériennes, les sites ou encore les conditions environnementales a été rapportée dans de nombreux travaux réalisés in situ ou in vitro. Plusquellec 1983 met en évidence un facteur de 13 pour les coliformes fécaux et de 254 pour les streptocoques fécaux dans les moules. Cette faculté d'intégration de contaminants par les bivalves, qu'il s'agisse de microorganismes ou de polluants chimiques a été mis à profit pour la création de réseaux nationaux de surveillance des eaux littorales en raison de l'augmentation de la sensibilité analytique d'une part et des moindres variations temporelles qu'elle engendre d'autre part. Ainsi aux Etats-Unis l'évaluation de la qualité chimique des eaux côtières s'effectue dans le cadre du « Mussel Watch » (Golberg 1975). En France également, la création du Réseau de surveillance Microbiologique (REMI) des zones conchylicoles de production a fait appel aux

bivalves, véritables sentinelles de l'environnement littoral, comme indicateur biologique de la qualité sanitaire du milieu marin.

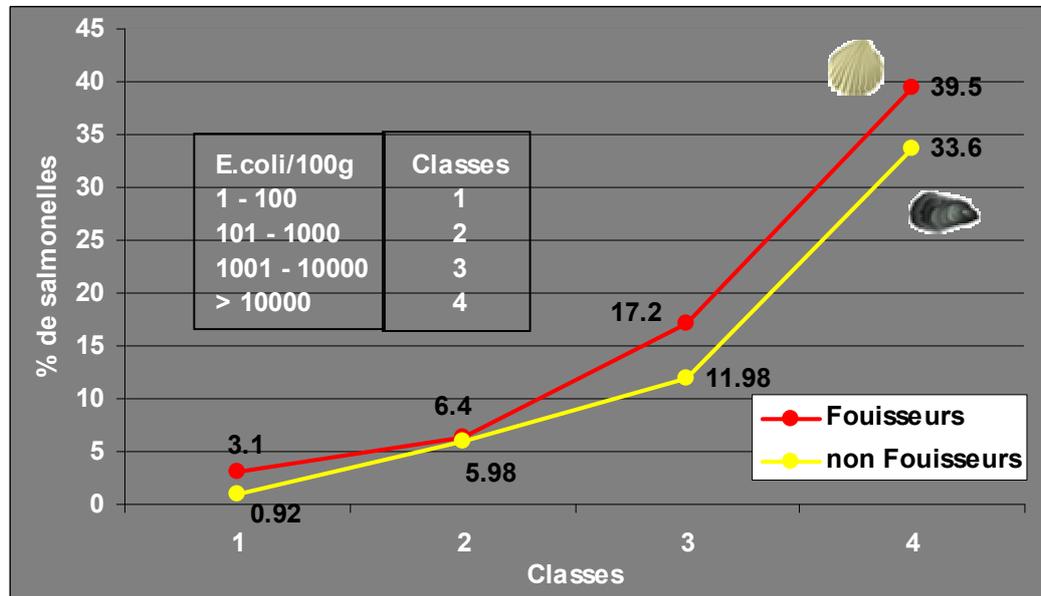


Figure 9 : Pourcentage d'isollements de salmonelles dans les coquillages du Finistère par classe d'*E.coli* (P.Monfort et al. 1997).

4. Contexte réglementaire des zones conchylicoles

4.1. - Réglementation

Notre pays dispose depuis bien longtemps et notamment depuis un décret de 1939 d'un arsenal juridique spécifique à l'exploitation des coquillages et à la salubrité de ceux-ci qui a évolué au cours du temps. Aujourd'hui les textes réglementaires relèvent de la législation européenne, règlements (CE) n° 854/2004 et (CE) n° 1666/2006, (CE) n° 1881/2006, (CE) n° 1259/2011 et nationale, arrêté du 6 novembre 2013, code rural articles R 231-35 à R 231-59 spécifiques aux produits de la mer et d'eau douce.

Le classement des zones de production en différentes classes de salubrité (figures 2,3,4) est établi après une étude de zone. Cette dernière permet une évaluation des niveaux de la contamination microbiologique (nombre d'*E.coli*/100g de Chair et de Liquide Intervalaire-CLI) et chimique (Plomb, Cadmium, Mercure, dioxines, polychlorobiphényles et benzo(a)pyrène) et s'effectue :

↳ Par groupe de coquillages :

-**groupe 1** : Les échinodermes (oursins) et les tuniciers (violets). Les gastéropodes non filtreurs, initialement inclus dans ce groupe sont désormais exclus du classement et de la surveillance microbiologique (règlement CE n° 558/2010).

-**groupe 2** : les bivalves fouisseurs, c'est à dire les mollusques bivalves filtreurs dont l'habitat permanent est constitué par les sédiments (coques, palourdes...),

-**groupe 3** : les bivalves non fouisseurs, c'est à dire les autres mollusques bivalves filtreurs (moules, huîtres...).

↳ Sur la base du dénombrement des germes indicateurs de contamination fécale (*E.coli*) pratiqué sur au moins 26 prélèvements, réalisés régulièrement sur une période minimale d'un an et de la concentration en métaux tels que le plomb, le cadmium et le mercure sur un prélèvement annuel au moins auxquels se sont ajoutés récemment les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), les dioxines et les PolyChloroBiphényles (PCB).

3.1 - Critères microbiologiques

Les critères microbiologiques sont basés sur le dénombrement dans 100 g de chair et de liquide intervalvaire de coquillages, d'une bactérie fécale, présente dans l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud (entérobactérie), *Escherichia coli*.

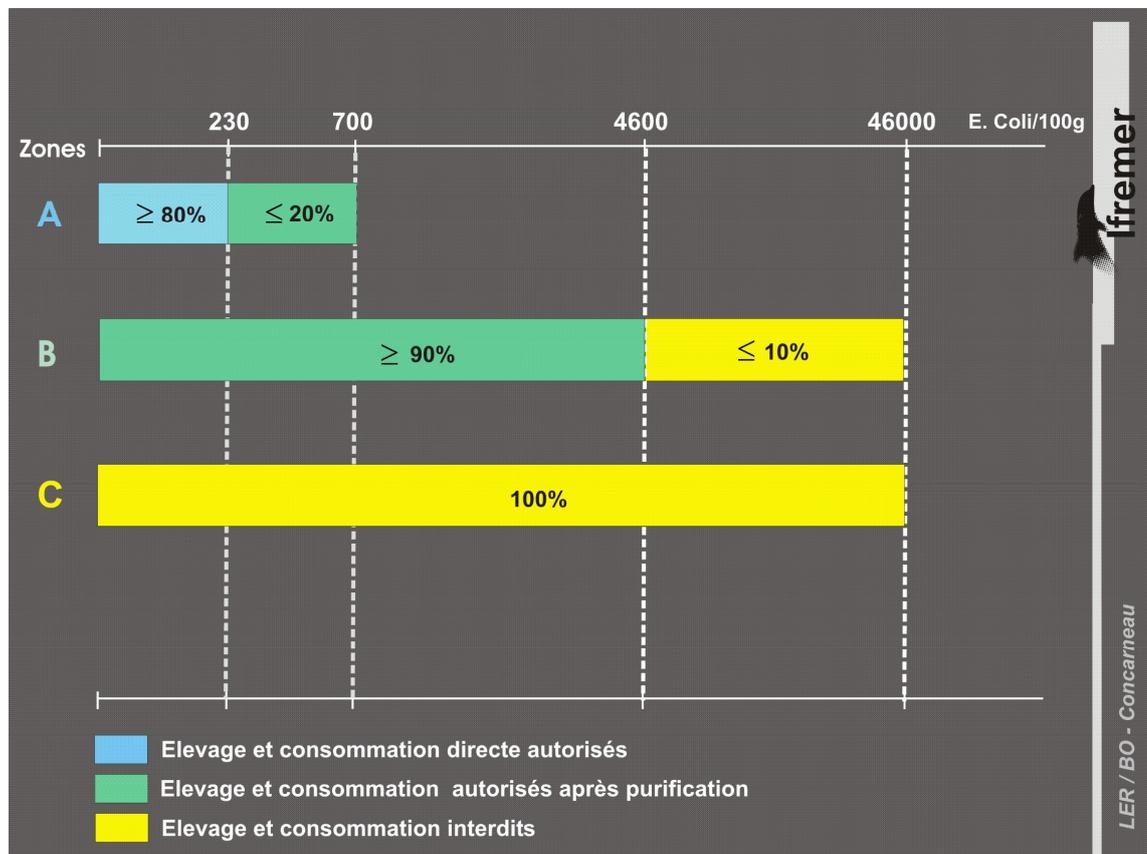


Figure 10 : Critères bactériologiques de classement des zones conchylicoles (Règlements (CE) n° 854/2004).

Ainsi, trois classes de salubrité sont définies réglementairement (figure 10) :

- Les zones salubres (A). Les coquillages qui proviennent de ces zones peuvent être mis directement sur le marché car ils satisfont les critères sanitaires des coquillages vivants destinés à la consommation humaine immédiate.
- Zones B. Les coquillages provenant des zones B peuvent être récoltés, mais ne peuvent être mis sur le marché pour la consommation humaine qu'après avoir subi un traitement dans un centre de purification.
- Zones C. Les coquillages provenant des zones C peuvent être récoltés mais ne peuvent être mis sur le marché qu'après un reparcage portant sur une longue période (minimum 2 mois).

Un guide européen des bonnes pratiques de surveillance microbiologique, élaboré par des experts (CEFAS 2014), émet des recommandations permettant de répondre aux exigences du règlement européen. Il introduit une approche novatrice de la surveillance puisqu'il préconise un diagnostic approfondi des sources de contamination, une évaluation des flux

microbiens et une étude de l'impact potentiel de ces rejets polluants sur le statut de la zone conchylicole.

3.2– Critères chimiques

Ces critères et leurs seuils (tableaux 7 et 8) concernent trois métaux, le plomb, le cadmium et le mercure (règlement CE 1881/2006 portant fixation des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires), complétés récemment par les dioxines, les polychlorobiphényles et le benzo(a)pyrène (règlement (CE)n°1259/2011).

Le classement d'une zone prend en considération tout à la fois les critères microbiologiques et chimiques, la valeur la plus élevée décidant de sa salubrité ou de son insalubrité. Celui-ci est officialisé par un arrêté préfectoral après proposition du directeur départemental des affaires maritimes (pour exemple, l'arrêté préfectoral du Finistère N° 2004-1377 du 26/10/2004) et ne peut excéder 10 ans.

Tableau 7 : Liste des contaminants chimiques sur lesquels est basé le classement des zones conchylicoles (Règlement (CE) n° 1881/2006 modifié par le règlement (CE) n° 1259/2011).

Métaux :	mercure, cadmium, plomb			
Dioxines :	Dibenzo-p-dioxines (PCDD)	TEF (*)	Dibenzofuranes (PCDF)	TEF (*)
	2,3,7,8-TCDD	1	2,3,7,8-TCDF	0,1
	1,2,3,7,8-PeCDD	1	1,2,3,7,8-PeCDF	0,03
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	2,3,4,7,8-PeCDF	0,3
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,1	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
	1,2,3,4,6,7,8,-HpCDD	0,01	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
	OCDD	0,0003	2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
			1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
			1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
			OCDF	0,0003
PCB DL :	Non-ortho		Mono-ortho	
	PCB 77	0,0001	PCB 105	0,00003
	PCB 81	0,0003	PCB 114	0,00003
	PCB 126	0,1	PCB 118	0,00003
	PCB 169	0,03	PCB 123	0,00003
			PCB 156	0,00003
			PCB 157	0,00003
			PCB 167	0,00003
			PCB 189	0,00003
PCB non DL indicateurs	PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (pas de TEF)			
HAP :	Benzo(a)pyrène, chrysène.	benz(a)anthracène,	benzo(b)fluoranthène,	

(*) : **TEF** = TEF-OMS = facteur d'équivalent toxique. Coefficient fixé par l'OMS, proportionnel à la toxicité de la molécule, qui sera appliqué aux concentrations mesurées pour estimer la qualité chimique des zones conchylicoles.

Tableau 8 : Critères chimiques sur lesquels est basé le classement des zones conchylicoles (Règlement CE 1881/2006 modifié par le CE 1259/2011 et le Règlement UE n°835/2011).

Substances	Seuils
	Groupe 2 et 3 (Règlement CE 1881/2006) mg/kg, poids frais
Plomb	1.5
Cadmium	1.0
Mercure	0.5
	Produits de la pêche (Règlement (CE) n°1259/2011) ng/kg, poids frais (*)
Equivalents toxiques (TEQ OMS) de la somme des dioxines (PCDD + PCDF)	3.5 (*)
Equivalents toxiques (TEQ OMS) de la somme des dioxines et des PCBdl (PCDD + PCDF + PCBdl)	6.5 (*)
Somme des PCB indicateurs (28, 52, 101, 138, 153, 180)	75 000
	Mollusques bivalves (Règlement (CE) n°835/2011) µg/kg, poids frais
Benzo(a)pyrène	5.0
Somme de benzo(a)pyrène, benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène et chrysène	30.0

() : Chaque substance concernée est affectée d'un facteur d'équivalent toxique (TEF-OMS) qui est un multiplicateur tenant compte des toxicités relatives des molécules. Le TEQ (équivalent toxique) de l'échantillon est la somme des concentrations des substances de la liste après application des TEF. Cette valeur doit être inférieure aux limites indiquées ici.*

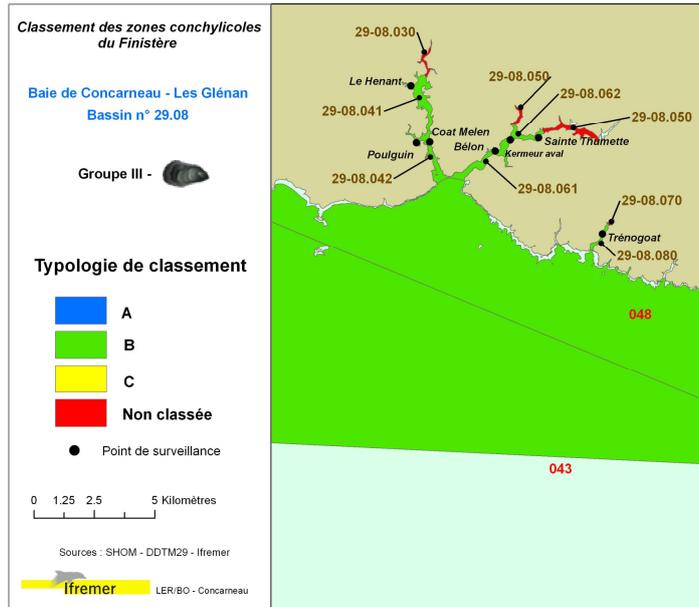
4.2. - Techniques analytiques microbiologiques

Au cours de ces 15 dernières années de surveillance microbiologique, les méthodes utilisées ont évolué dans le temps, passant de la technique de référence du nombre le plus probable à la méthode par impédancemétrie, jugée comparable et validée par l'Association Française de Normalisation (AFNOR). A ce jour, la méthode de dénombrement des *Escherichia coli* dans les coquillages fait référence à la technique du nombre le plus

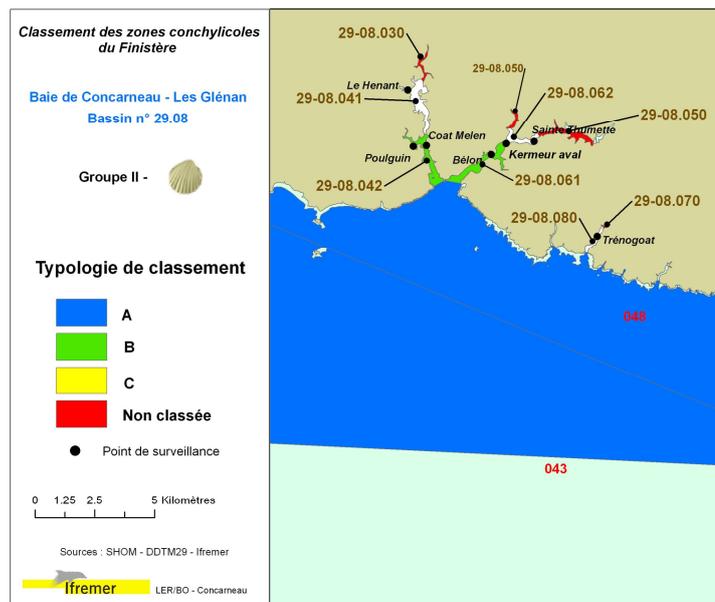
probable en 3 fois 5 tubes, méthode normalisée sous la référence NF XP ISO/TS 16 649 – 3 (annexe 11.5).

4.3. - Classement des zones conchylicoles de l’Aven, du Belon et de Merrien

L’arrêté préfectoral n°2016362-0004 du 27/12/2016 classe les zones conchylicoles du Finistère et notamment celles des estuaires étudiés pour les groupes 3 en B (carte 2) et 2 également en B (carte 3).



Carte 2 : Classement des zones conchylicoles du groupe 3 pour les estuaires de l’Aven, du Belon et de Merrien.



Carte 3 : Classement des zones conchylicoles du groupe 2 pour les estuaires de l’Aven, du Belon et de Merrien.

5. Qualité bactériologique des coquillages de l'Aven

5.1 – Synthèse des données bactériologiques des coquillages

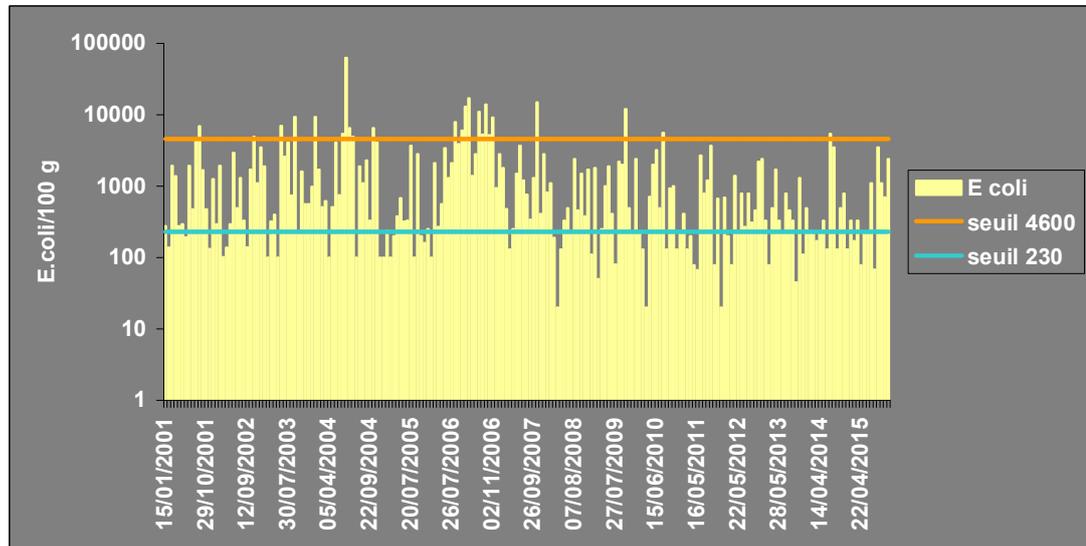


Figure 11 : Evolution de la contamination fécale des huîtres au Hénan entre 2001 et 2015.

La figure 11 relative à la synthèse des données bactériologiques des huîtres entre 2001 et 2015, acquises dans le cadre de la surveillance sanitaire des zones conchylicoles, montre jusqu'en 2006 des contaminations bactériologiques récurrentes, supérieures au seuil du classement sanitaire (4600 *E.coli*/100g CLI) de la zone. A partir de 2007, les épisodes de contamination se sont considérablement réduits et sur la période 2011-2015, l'amélioration qualitative des eaux estuariennes s'est poursuivies. En effet, dans la zone amont de l'estuaire (Le Hénan), on enregistre une évolution favorable de la moyenne géométrique entre les périodes 2006-2010 (932 *E.coli*/100g CLI) et 2011-2015 (385 *E.coli*/100g CLI). Le diagnostic bactériologique du bassin versant de l'Aven (Monfort et al. 2008) avait mis en évidence l'importance des rejets de la station d'épuration de Pont-Aven (70,6%) en période sèche dans la contamination bactériologique des eaux. A contrario, en période pluvieuse, la station d'épuration (3,1%) était largement supplantée par celle du bassin versant qui représentait 96,3% des sources de pollution. L'amélioration de la moyenne géométrique sur la période 2011 – 2015 est vraisemblablement à mettre à l'actif de la réhabilitation de la station d'épuration de Pont-Aven en février 2011 qui a bénéficié de la technologie des membranes filtrantes qui limite drastiquement le rejet des bactéries fécales.

Au cours de cette période, un seul déclenchement d'alerte pour dépassement du seuil de 4600 *E.coli* a été identifié en août 2014 associé à une forte pluviométrie (30mm en 24 heures).

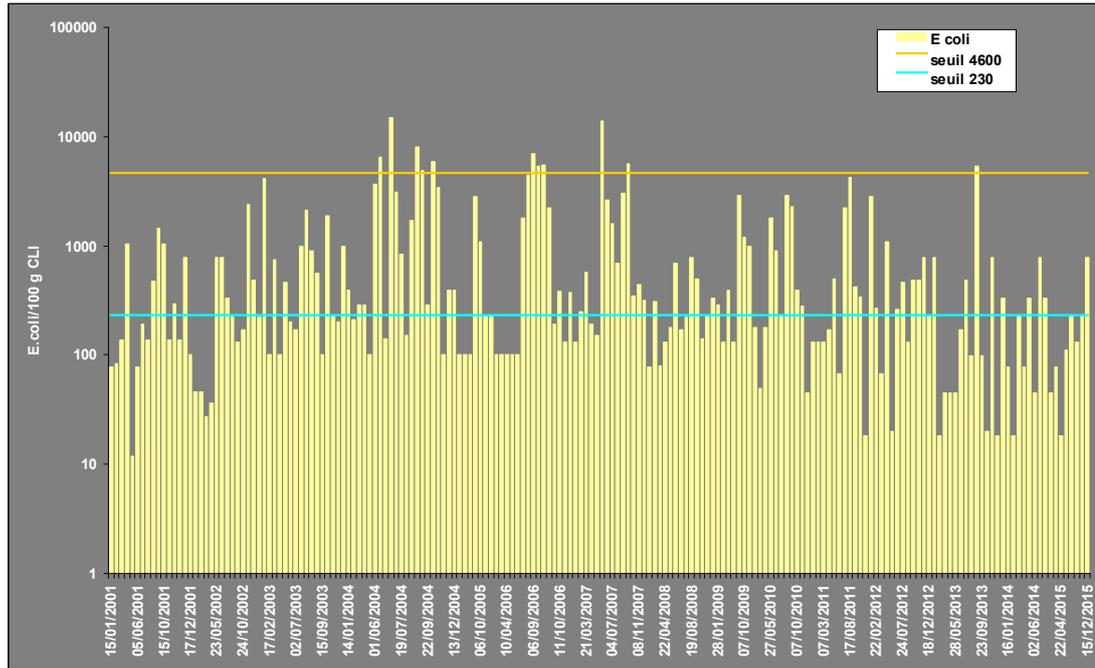


Figure 12 : Evolution de la contamination fécale des huîtres au Poulguin entre 2001 et 2015.

Le point de suivi « Poulguin » de la zone aval de l'Aven (fig. 12) montre globalement une qualité satisfaisante de cette zone, associée à une amélioration notable de la moyenne géométrique de la contamination fécale. En effet, on est passé de 441 *E.coli*/100g CLI au cours de la période 2006-2010 à une moyenne de 181 *E.coli*/100g CLI entre 2011 et 2015. Parallèlement, un seul déclenchement d'alerte pour dépassement du seuil de 4600 *E.coli*/100g CLI a été observé en septembre 2013.

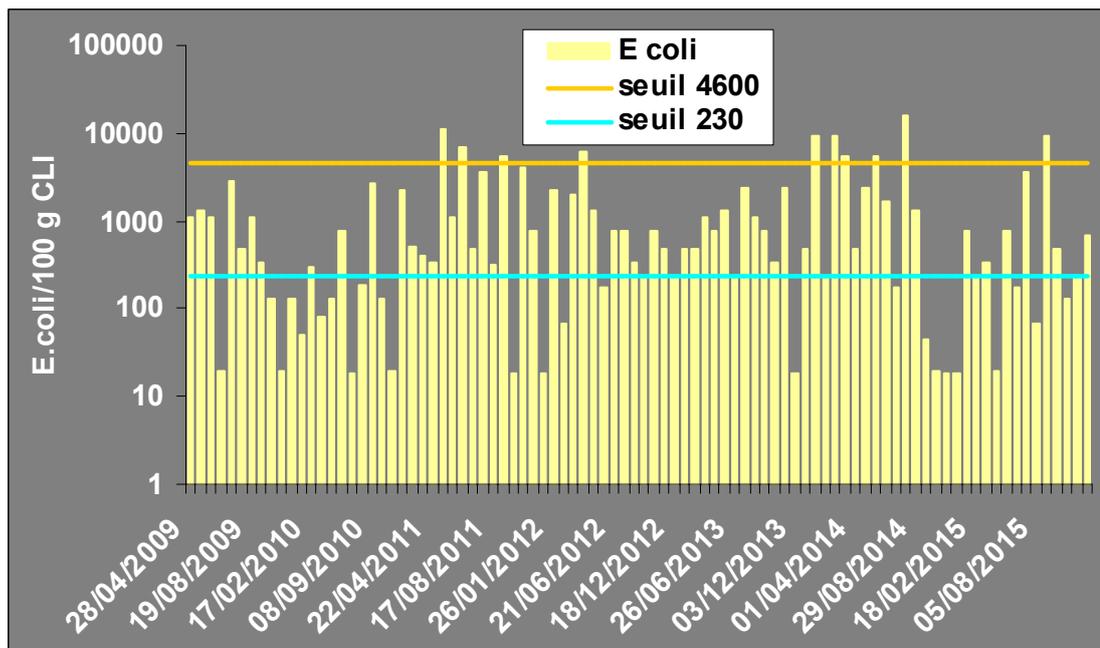


Figure 13 : Evolution de la contamination fécale des coques à Coat Melen entre 2009 et 2015.

Le point de suivi « Coat Melen » situé dans la zone aval de l'aven concerne des coquillages du groupe 2 (coques). Les résultats acquis depuis 2009 (fig. 13) mettent en évidence une contamination fécale récurrente, aléatoires selon les années et nettement plus fréquente que pour ceux du groupe 3 (huîtres). Bien que les coquillages fouisseurs soient naturellement plus contaminés que les non fouisseurs, l'observation des données dans leur ensemble nous conduisent à privilégier des apports bactériens de proximité pour expliquer la contamination de ces bivalves. Certaines concentrations bactériennes relevées dans les eaux à l'exutoire de ce bassin versant par Quimperlé Agglomération corrobore cette approche avec des valeurs enregistrées, supérieures à 50000 *E.coli*/100 ml. Une investigation relative aux sources potentielles du bassin versant du Coat Melen a été menée sans pour autant en identifier formellement l'origine. Un gué a été supprimé par un agriculteur en 2012. Par ailleurs, un seul point d'abreuvement a été supprimé en 2009 et près de 500 m de talus ont été édifiés. Dans le cas présent, quelques analyses spécifiques de la discrimination de l'origine humaine ou animale pourraient apporter des éléments tangibles susceptibles de nous orienter sur les causes de cette contamination.

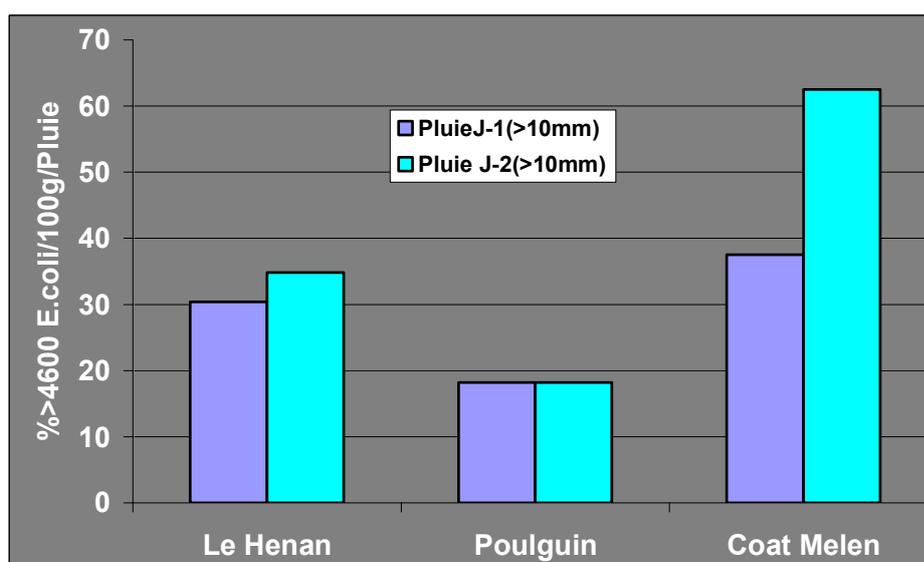


Figure 14 : Pourcentage de résultats > 4600 *E.coli*/100g CLI dans les coquillages de l'Aven en fonction de la pluviométrie.

Comme nous l'avons évoquée précédemment, La pluviométrie, composante majeure du climat, participe aux apports en nutriments et en bactéries vers le littoral (Corre et al. 1999, Piriou et al. 2000, Monfort et al. 2006) de par le lessivage des sols voire le dysfonctionnement des ouvrages de l'assainissement collectif et individuel.

La figure 14 ne montre pas un impact significatif de la pluviométrie sur la contamination des huîtres au Hénan et au Poulguin. Par contre, au point Coat Melen, le dépassement du seuil de la classe B est expliqué dans plus de 62% des cas

par des précipitations supérieures à 10 mm au cours des 48 heures précédant le prélèvement de coques. Ce constat vient confirmer l'origine distincte de la contamination évoquée précédemment entre les points de surveillance sur l'estuaire de l'Aven. Cet impact avait déjà été souligné au cours de l'étude diagnostique où un rapport de contamination temps pluvieux/temps sec de 115 avait été observé.

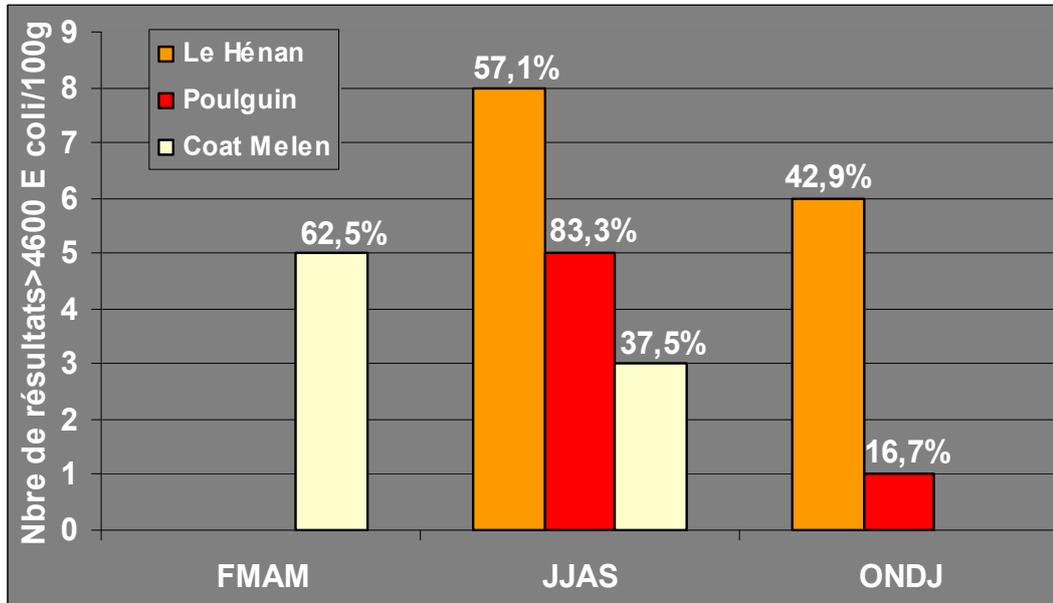


Figure 15 : Répartition des résultats de l'Aven >4600 E coli/100g par période

Une analyse des résultats selon la saisonnalité peut également présenter un intérêt certain pour tenter d'identifier l'origine de la contamination fécale. La figure 15 montre une contamination estivale (juin à septembre) majoritaire aux points « Le Hénan » et « Poulguin ». A l'inverse, Le point « Coat Melen » se différencie et présente une fréquence de contamination plus marquée de février à mai.

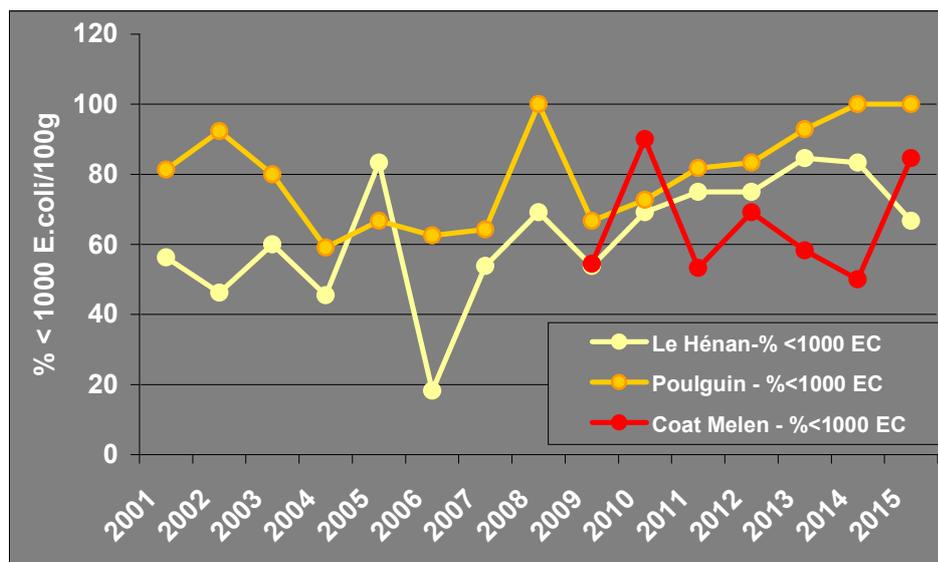


Figure 16 : Evolution du pourcentage de résultats < 1000 E. coli/100g CLI dans les coquillages de l'Aven entre 2001 et 2015.

Si la moyenne géométrique pluri-annuelles (5ans) permet de suivre les évolutions de la qualité sanitaire des coquillages, un second indicateur peut être pris en compte pour évaluer l'impact des actions menées en faveur de la restauration de la qualité des eaux littorales. Il s'agit pour la classe B du pourcentage de résultats <1000 *E.coli*/100g CLI qui traduit une tendance à l'amélioration en s'écartant de la valeur seuil de référence (4600 *E.coli*/100g CLI). La figure 16 vient confirmer le comportement différent des points « Le Hénan » et « Poulguin » d'une part et de « Coat Melen » d'autre part. Par ailleurs, ce graphique souligne pour ces deux premiers points une contamination moindre en aval (Poulguin) qu'en amont (Le Hénan) ainsi qu'une fluctuation prononcée de l'indicateur au cours de la période 2001-2008. A partir de 2009, cet indicateur suit une progression régulière exception faite de l'année 2015 au Hénan, soulignant une amélioration notable de la qualité des eaux au cours de ces dernières années. Comme le montre cette figure, Coat Melen reste un point très fluctuant en terme qualitatif et mérite une attention particulière pour identifier puis limiter les apports bactériens au littoral.

5.2 – Discrimination de l'origine fécale des bactéries

Tableau 7: Marqueurs de contamination fécale en amont et en aval de Rosporden (Aven)

Date	localisation	bactéries	Marqueurs		
		E.coli /100 ml	humains	ruminants	porcins
11/03/2013	amont	6 340	ND		
	aval	1 759			
16/12/2013	amont	7 920	ND		
	aval	20 460			
25/03/2014	amont	420			
	aval	3 340			

ND	Marqueur non détecté
	Marqueur détecté à une teneur inférieure au seuil de validation
	Marqueur présent, teneur supérieure au seuil de validations

Trois campagnes de prélèvements ont été réalisées par Quimperlé agglomération en 2013 et 2014 pour tenter d'identifier l'origine de la contamination fécale (tableau 7). L'échantillon analysé était constitué par le mélange de 3 à 4 prélèvements répartis sur la journée. Ces échantillonnages ont été réalisés dans des conditions pluvieuses le jour du prélèvement pour favoriser les écoulements dans

les réseaux d'eaux usées et pluviales sans que les rejets des stations d'épuration n'interfèrent sur les points d'échantillonnage.

Les résultats acquis sur l'origine de la contamination fécale montre la présence récurrente des marqueurs bovins et porcins en amont et en aval de la commune de Rosporden. Cette présence systématique du marqueur bovin est vraisemblablement inhérente à l'abreuvement des animaux dans la rivière dont l'impact a longtemps été sous estimé. La présence du marqueur humain à l'aval permet d'incriminer le bourg de Rosporden et la présence d'un trop plein. Une évaluation de la contamination potentielle animale et humaine (tableau 8) montre sur les communes concernées le poids de l'agriculture : ces résultats ne reflètent que la réalité économique du bassin versant de l'Aven.

Tableau 8: Equivalents habitant en terme de contamination fécale potentielle

Communes	Population 99	Bovins 2000	Porcins 2000	Volailles 2000
Rosporden	6577	24320 (3,7)*	122370 (18,6)	3762 (0,6)
Tourc'h	856	14500 (16,9)	494970 (578,2)	11917 (13,9)

***(3,7) rapport entre la contamination potentielle animale et humaine**

6. Qualité bactériologique des coquillages du Belon

6.1 – Synthèse des données bactériologiques des coquillages

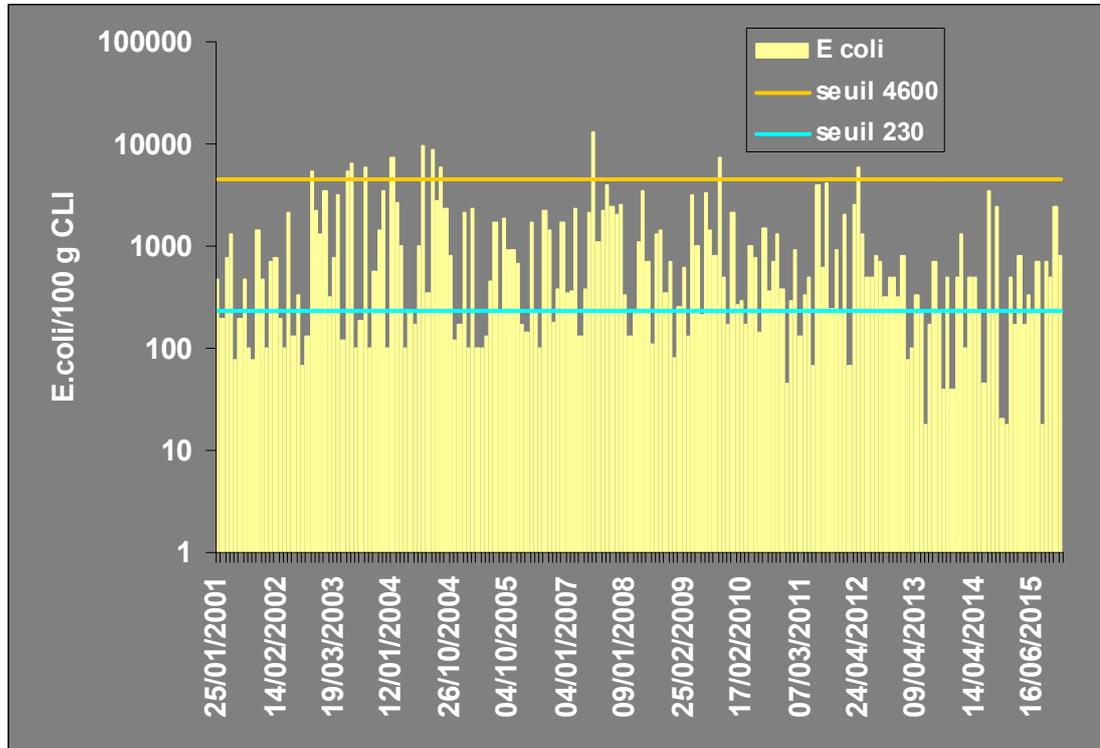


Figure 21 : Evolution de la contamination fécale des huîtres à Sainte Thumette entre 2001 et 2015.

La figure 21 relative à la synthèse des données bactériologiques des huîtres entre 2001 et 2015 à Sainte Thumette, acquises dans le cadre de la surveillance sanitaire des zones conchylicoles, fait état de nombreuses contaminations en 2003 et 2004, constat qui a conduit l'Ifremer à intégrer, en qualité de partenaire, le programme européen INTERREG CYCLEAU pour œuvrer à la restauration de la qualité sanitaire des eaux estuariennes et corrélativement à l'image de ce territoire emblématique de la conchyliculture nationale. Par la suite, seuls trois dépassements du seuil sanitaire (4600 *E.coli*/100g CLI) ont été enregistrés en 2007, 2009 et 2012, ce qui laisse présager un bruit de fond de la contamination en réelle amélioration. Pour étayer ces propos, on soulignera l'évolution de la moyenne géométrique pluri-annuelle qui, si elle a peu variée entre 2001-2005 (590 *E.coli*/100g CLI) et 2006-2010 (631 *E.coli*/100g CLI), a par contre régressé entre 2011 et 2015 pour s'établir à 351 *E.coli*/100g CLI.

Le diagnostic du bassin versant élaboré au cours du projet CYCLEAU (Monfort et al. 2006) avait permis de tirer quelques enseignements et notamment l'impact significatif de la pluviométrie sur les apports bactériens à son exutoire. En effet, les

résultats obtenus avaient mis en évidence une perte de une à deux classes de qualité des eaux en période pluvieuse en terme de concentrations. L'évaluation des apports en flux avait montré une augmentation moyenne par 1000 de la contamination des eaux, l'effet négatif des points d'abreuvement directs des animaux aux ruisseaux (annexe 1) et les impacts plus ou moins marqués (rapport temps pluvieux/temps sec variant de 4,8 à 351,1) selon les sous-bassins versants.

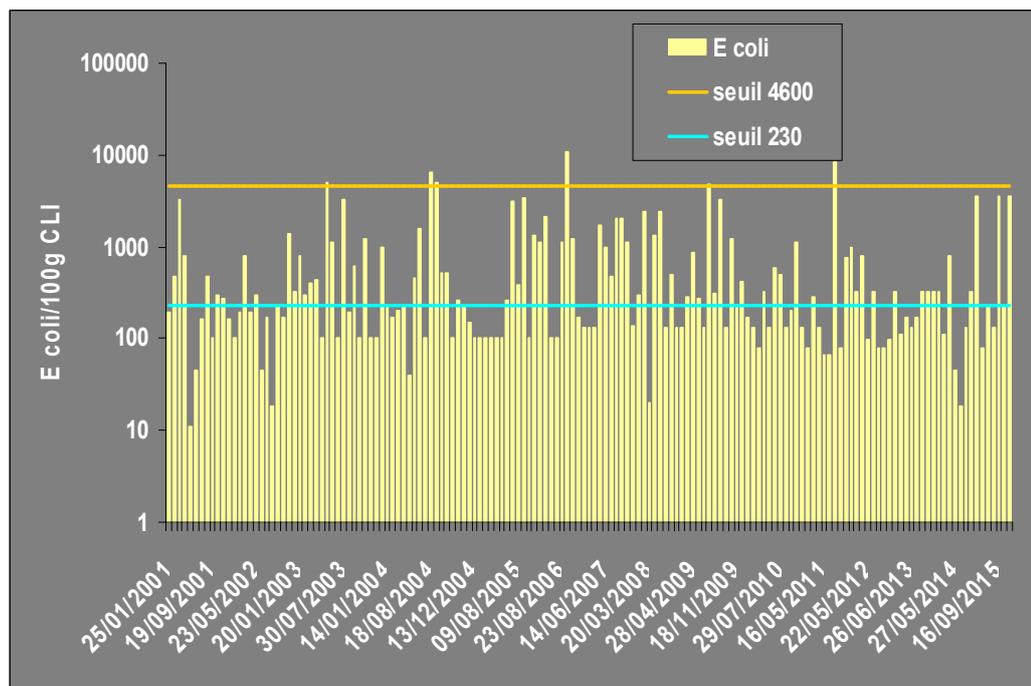


Figure 22 : Evolution de la contamination fécale des huîtres à Bélon entre 2001 et 2015.

Les résultats bactériologiques obtenus sur les huîtres au point « Belon » laisse apparaître une situation relativement stable sur la période étudiée (fig. 22) avec des dépassements épisodiques du seuil réglementaire (2006, 2009, 2011). Cette observation est corroborée par la moyenne géométrique pluri-annuelle qui évolue peu entre 2001-2005 (292 *E.coli*/100g CLI) et 2011-2015 (249 *E.coli*/100g CLI). Par contre, sans atteindre le seuil réglementaire, on constate en 2015 trois valeurs plus élevées par rapport au bruit de fond habituel de la zone qui contraste par ailleurs avec les résultats de la zone amont « Sainte Thumette ». Ceci peut s'expliquer par les apports en provenance du sous-bassin versant du Dourdu qui impacte spécifiquement la zone aval de l'estuaire. Les résultats bactériologiques enregistrés sur les eaux douces superficielles (39000 *E. coli*/100 ml en août 2014 et 14970 en octobre 2010) valident cette hypothèse et un effort d'investigation doit s'opérer sur ce territoire pour tenter de réduire ces apports anthropiques à l'estuaire, notamment en s'appuyant sur les méthodes de discrimination de l'origine des sources de contaminations. Plusieurs améliorations ont été apportées sur ce sous-bassin versant avec la suppression de 2 points importants d'abreuvement ainsi que

la suppression du point de rejet de l'ancienne station d'épuration de Riec sur Bélon, devenue obsolète.

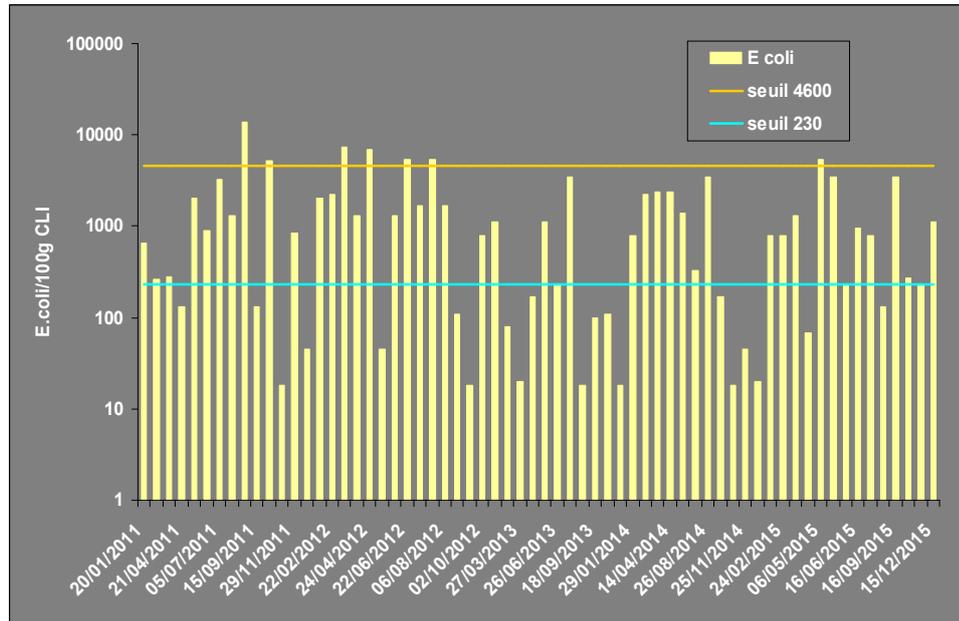


Figure 23 : Evolution de la contamination fécale des huîtres à Kermeur aval entre 2011 et 2015.

Les données acquises sur les coques au point « Kermeur aval » de 2011 à 2015 montrent une sensible amélioration (fig. 23) avec une fréquence de dépassement du seuil réglementaire inférieure en 2015 par rapport aux années 2011 et 2012. Ce point de surveillance est également sous la dépendance des apports du sous-bassin versant du Doudu. Une investigation approfondie de ce territoire formulée précédemment associée aux actions appropriées, devraient contribuer à restaurer de manière pérenne la qualité de ces coquillages fousseurs.

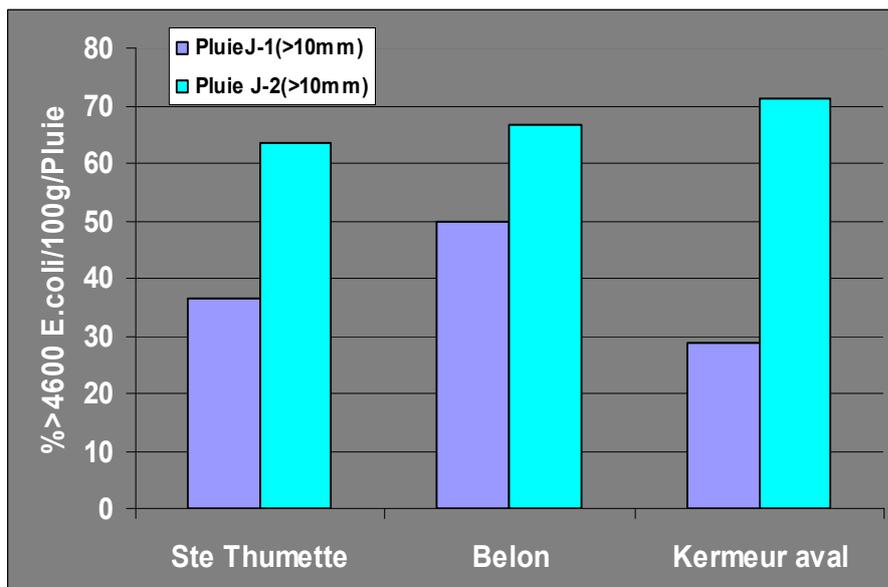


Figure 24 : Pourcentage de Résultats > 4600 *E.coli*/100g CLI dans les coquillages de du Belon en fonction de la pluviométrie.

Contrairement aux contaminations sur l'estuaire de l'Aven, celles du Belon soulignent clairement une dépendance à la pluviométrie pour des précipitations supérieures à 10 mm au cours des 48h précédant le prélèvement. Ce constat avait déjà été mis en évidence au cours du projet européen CYCLEAU (fig.15) avec un test du Khi-Deux qui mettait en exergue une dépendance significative ($p < 0,001$) entre la pluviométrie et la contamination bactériologique des moules. La fréquence plus élevée au point l'Isle (fig. 25) est liée aux apports conjoints des points « Porte neuve » (sous bassin versant du Belon) et « Lannuguy » (sous bassin versant du Douurdu) puis régresse ensuite sur les deux points de suivi jusqu'à l'embouchure.

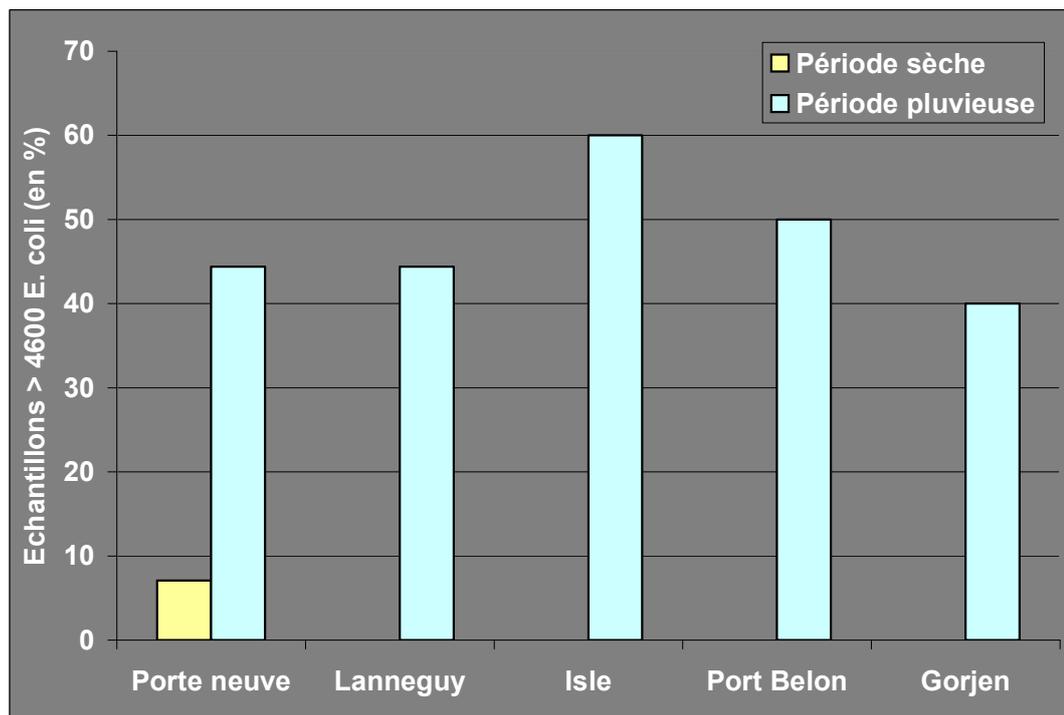


Figure 25 : Pourcentage des échantillons > 4600 *E. coli* selon la période météorologique (source : Programme interreg CYCLEAU).

Comme sur l'Aven, la saison estivale s'avère la plus impactante pour la qualité sanitaire des coquillages du Belon. On remarque également que la saison printanière intervient significativement dans cette contamination pour le point « Kermeur aval ». Sans négliger les apports d'origine agricole (points d'abreuvement, écoulement au siège d'exploitation,...), cette contamination estivale et automnale peut laisser présager une contamination majoritairement urbaine induite par des dysfonctionnements de l'assainissement collectif. Les nombreuses alertes déclenchées ces dernières années par l'administration (DDPP/DDTM) pour des dysfonctionnements de réseau d'assainissement générés par des épisodes pluviométriques semblent confirmer cette approche.

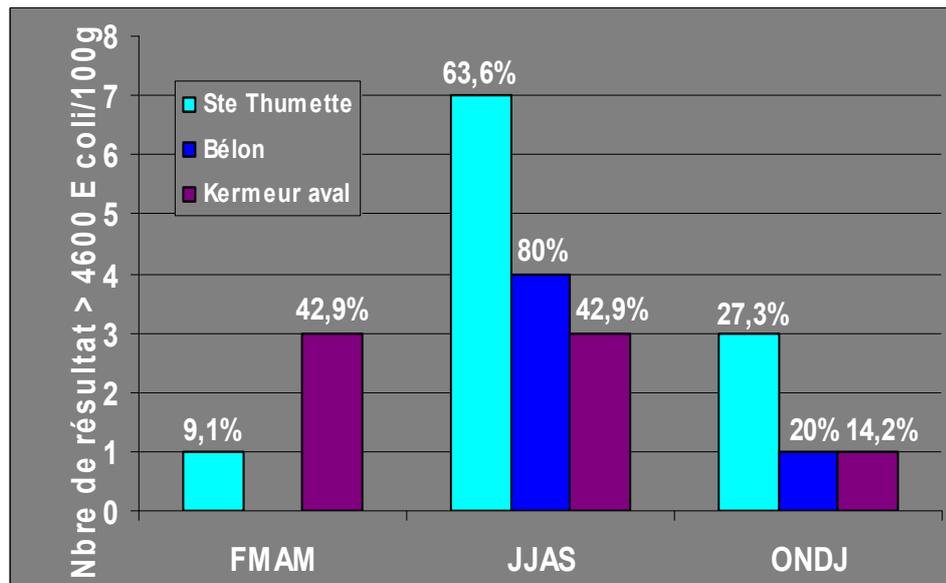


Figure 26 : Répartition des résultats du BÉLON >4600 E coli/100g par période

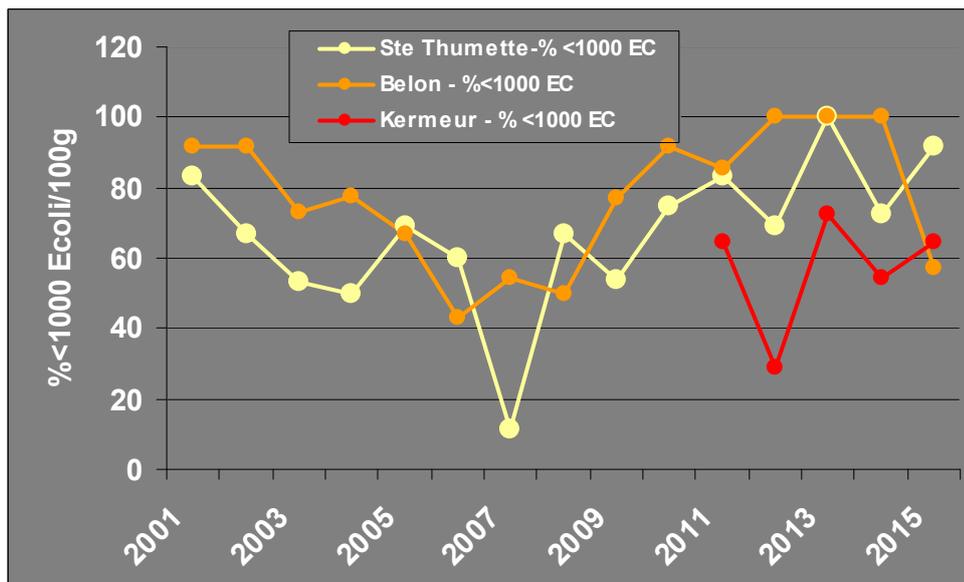


Figure 27 : Evolution du pourcentage de résultats < 1000 E.coli/100g CLI dans les coquillages de l'Aven entre 2001 et 2015.

L'évaluation des actions menées sur le bassin versant du BÉLON est également appréhendée par un indicateur de résultat (d'efficacité), le pourcentage de résultats < 1000 E.coli/100g CLI (fig. 27). Majoritairement, la zone aval (BÉLON) offre une meilleure qualité sanitaire que la zone amont (Sainte Thumette), phénomène habituellement observé sur les estuaires bretons. Cependant, ici certains résultats, inférieurs à ceux de l'amont, traduisent une contamination intermédiaire significative en provenance du Doudu qu'il conviendra de circonscrire. Par ailleurs, cette figure 27 fait état d'une évolution similaire des 2 courbes, avec une tendance décroissante entre 2001 et 2007 puis une inversion de la courbe à partir de 2008. Le

mauvais résultat obtenu sur le Belon en 2015 atteste de la nécessité de maintenir une vigilance constante et d'œuvrer en permanence à la sensibilisation des acteurs du territoire. L'évolution de l'indicateur du point « Kermeur aval » fait apparaître un niveau de qualité sanitaire inférieur des coques, influencé également par les apports anthropiques du Dourdu.

6.2 – Discrimination de l'origine fécale des bactéries

Tableau 9 : Marqueurs de contamination fécale à l'amont et à l'aval de Riec sur Belon

Date	localisation	E.coli /100 ml	humains	ruminants	porcins
11/03/2013	amont	2 181	ND		ND
	aval	1 246	ND		ND
16/12/2013	amont	342			
	aval	1497	ND		ND
25/03/2014	amont	2 750	ND		ND
	aval	1 950	ND		

ND	Marqueur non détecté
	Marqueur détecté à une teneur inférieure au seuil de validation
	Marqueur présent, teneur supérieure au seuil de validations

Les analyses effectuées ne mettent pas en évidence le marqueur humain (tableau 9) ce qui traduit l'absence de contamination du bourg de Riec sur Belon ainsi que le hameau de Coat-pin Lanmeur. La présence du marqueur ruminant sur le sous bassin du Dourdu atteste de l'activité agricole d'élevage qui peut impacter l'estuaire en aval.

7. Qualité bactériologique des coquillages du Merrien

7.1 – Synthèse des données bactériologiques des coquillages

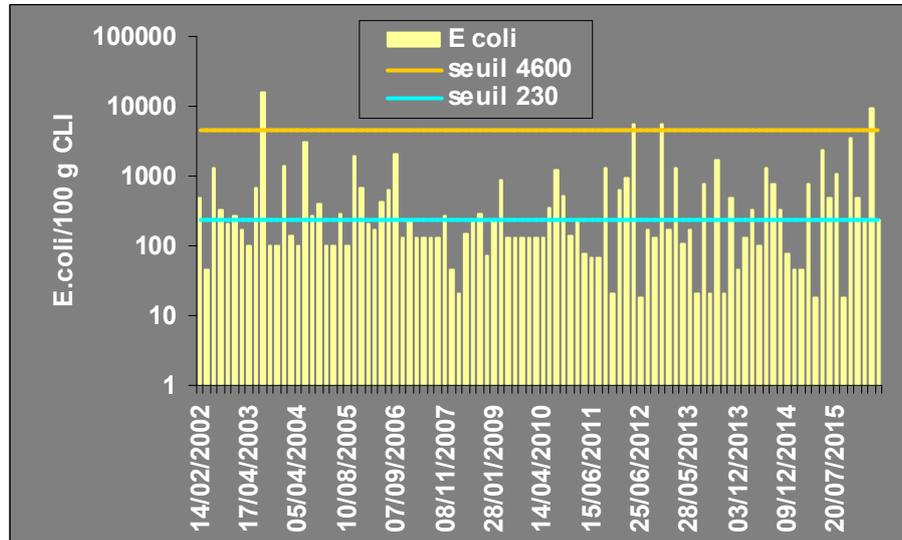


Figure 28 : Evolution de la contamination fécale des huîtres à Tréno goat entre 2002 et 2015.

Les données obtenues au point « Tréno goat » sur la rivière de Merrien montre une légère variabilité de la qualité sanitaire des huîtres au cours de la période étudiée (fig. 28). En effet, la qualité bactériologique des coquillages s'est globalement améliorée entre 2002-2006 (moyenne géométrique : 335 *E.coli*/100g CLI) et 2007-2011 (moyenne géométrique : 156 *E.coli*/100g CLI) puis s'est sensiblement dégradée de 2012 à 2015 (moyenne géométrique : 273 *E.coli*/100g CLI). Cette dégradation s'est accompagnée d'un dépassement du seuil sanitaire réglementaire (4600 *E.coli*/100g CLI) ce qui souligne, qu'en ce domaine, rien ne peut être considéré comme acquis définitivement.

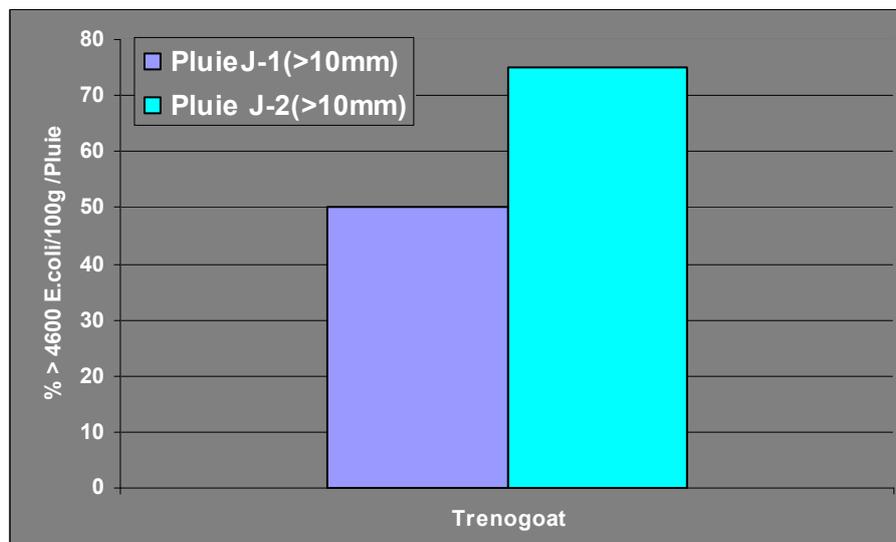


Figure 29 : Pourcentage de Résultats > 4600 *E.coli*/100g CLI dans les coquillages du Merrien en fonction de la pluviométrie.

La juxtaposition des données bactériologiques et pluviométriques (fig. 29) de la rivière de Merrien atteste de l'impact réel des précipitations sur la qualité sanitaire des produits conchylicoles. Sur ce secteur, les dysfonctionnements des équipements de l'assainissement collectif sont à privilégier comme source de contamination.

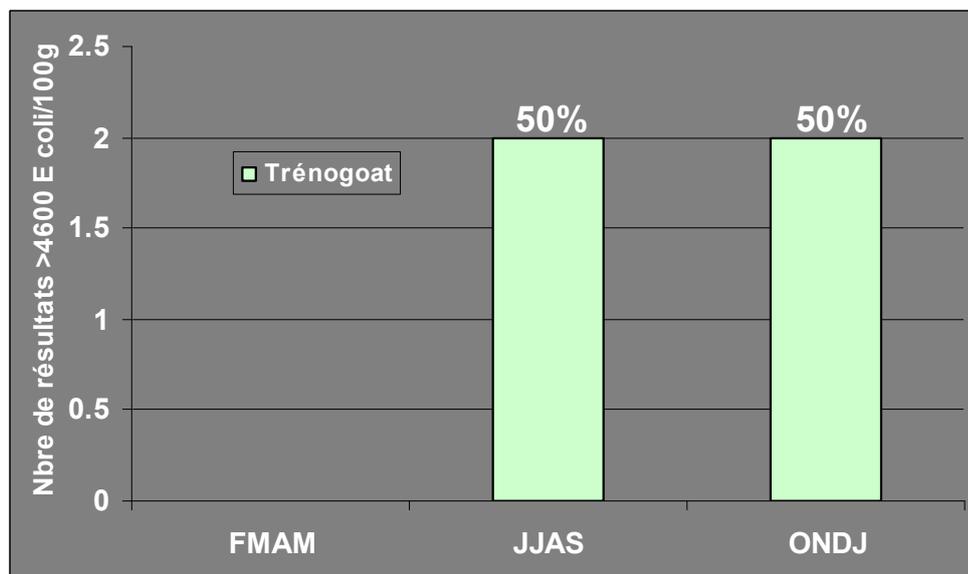


Figure 30 : Répartition des résultats du Merrien >4600 *E. coli*/100g par période

Les saisons estivale et automnale sont essentiellement mises en cause dans le dépassement du seuil réglementaire (fig. 30).

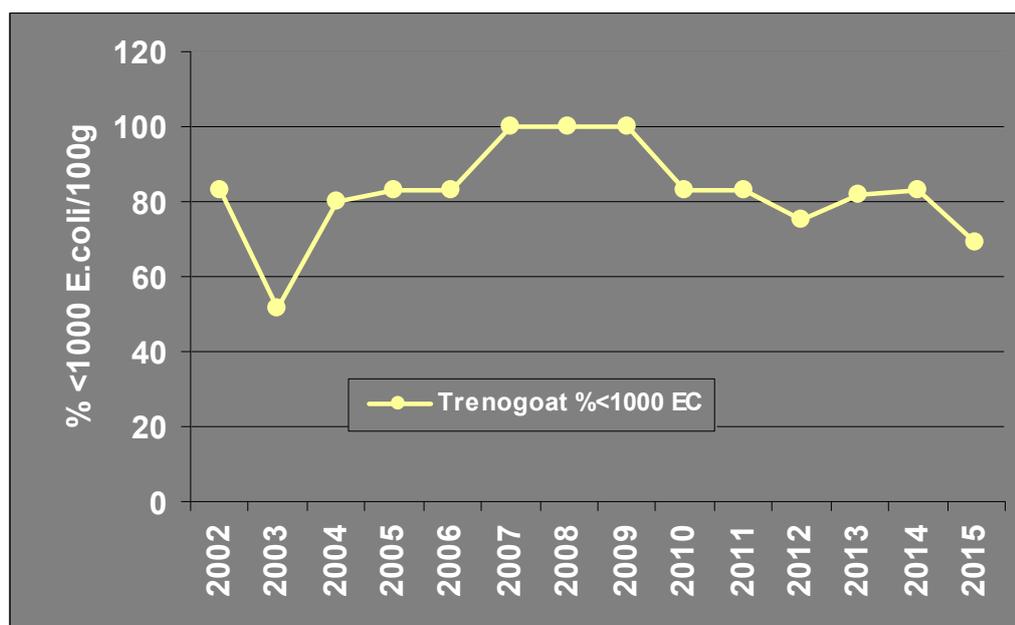


Figure 31 : Evolution du pourcentage de résultats < 1000 *E. coli*/100g CLI dans les coquillages du Merrien entre 2001 et 2015.

L'indicateur d'efficacité, qui traduit le rapport entre le résultat et l'objectif affiché (fig.31), affine les propos émis précédemment sur l'évolution mensuelle des résultats (fig.28). Cette évaluation souligne la progression de cet indicateur de 2003 à 2009 pour atteindre 100% des résultats les trois dernières années. Par contre, de 2010 à 2015 on observe une baisse de 20% environ de cet indicateur, accentuée en 2015 et dont les causes sont à mettre à l'actif des conditions météorologiques (pluviométrie) qui contribuent largement au dysfonctionnement de l'assainissement collectif, source vraisemblablement majoritaire des apports sur ce secteur.

7.2– Discrimination de l'origine fécale des bactéries

Tableau 10 : Marqueurs de contamination fécale à l'amont et à l'aval de Moëlan sur mer

Date	localisation	bactéries	Marqueurs		
		E.coli /100 ml	humains	ruminants	porcins
11/03/2013	amont	2 180	ND		ND
	aval	1 250	ND		ND
16/12/2013	amont	340			
	aval	1 500	ND		ND
25/03/2014	amont	1 120	ND		ND
	aval	1 430	ND		ND

ND	Marqueur non détecté
	Marqueur détecté à une teneur inférieure au seuil de validation
	Marqueur présent, teneur supérieure au seuil de validations

Sur l'origine agricole de la contamination, seul le marqueur bovin a été identifié à l'amont et l'aval de Moëlan sur Mer. Cette identification ne semble pas impacter sévèrement la zone conchylicole puisqu'aucun dépassement de seuil n'est observé au printemps.

Dans les conditions d'observation, il n'est pas mis en évidence de contamination humaine.

8. Qualité chimique des coquillages de l'Aven, du Bélon et du Merrien

La qualité chimique des eaux de ces estuaires de l'est Cornouaille est évaluée sur la base du point de référence « Riec sur Belon » située dans la partie amont du Bélon. Le tableau 11 et la figure 32 ci-dessous recensent les résultats obtenus sur ce point.

Tableau 11 : Résultats des analyses chimiques au point « Riec sur Belon » en 2015

2- Surveillance chimique : Résultats ROCCH								
Tableau des résultats : concentrations en poids frais diminuées de l'incertitude élargie, 1er trimestre 2015								
	Cadmium (mg/kg)	Plomb (mg/kg)	Mercure (mg/kg)	TEQ (pg/g) PCDD+PCDF	TEQ (pg/g) PCDD+PCDF+PCB dl	Somme des PCB 28,52, 101,138,153,180 (ng/g)	Benzoapyrène (µg/kg)	Somme BaP, BaA, BbF, Chr (µg/kg)
Pointe Chevalier ouest (Coque)	0.02	0.07	<0.03	pas de suivi des contaminants organiques				
Seuils réglementaires	1	1.5	0.5	3.5	6.5	75	5	30

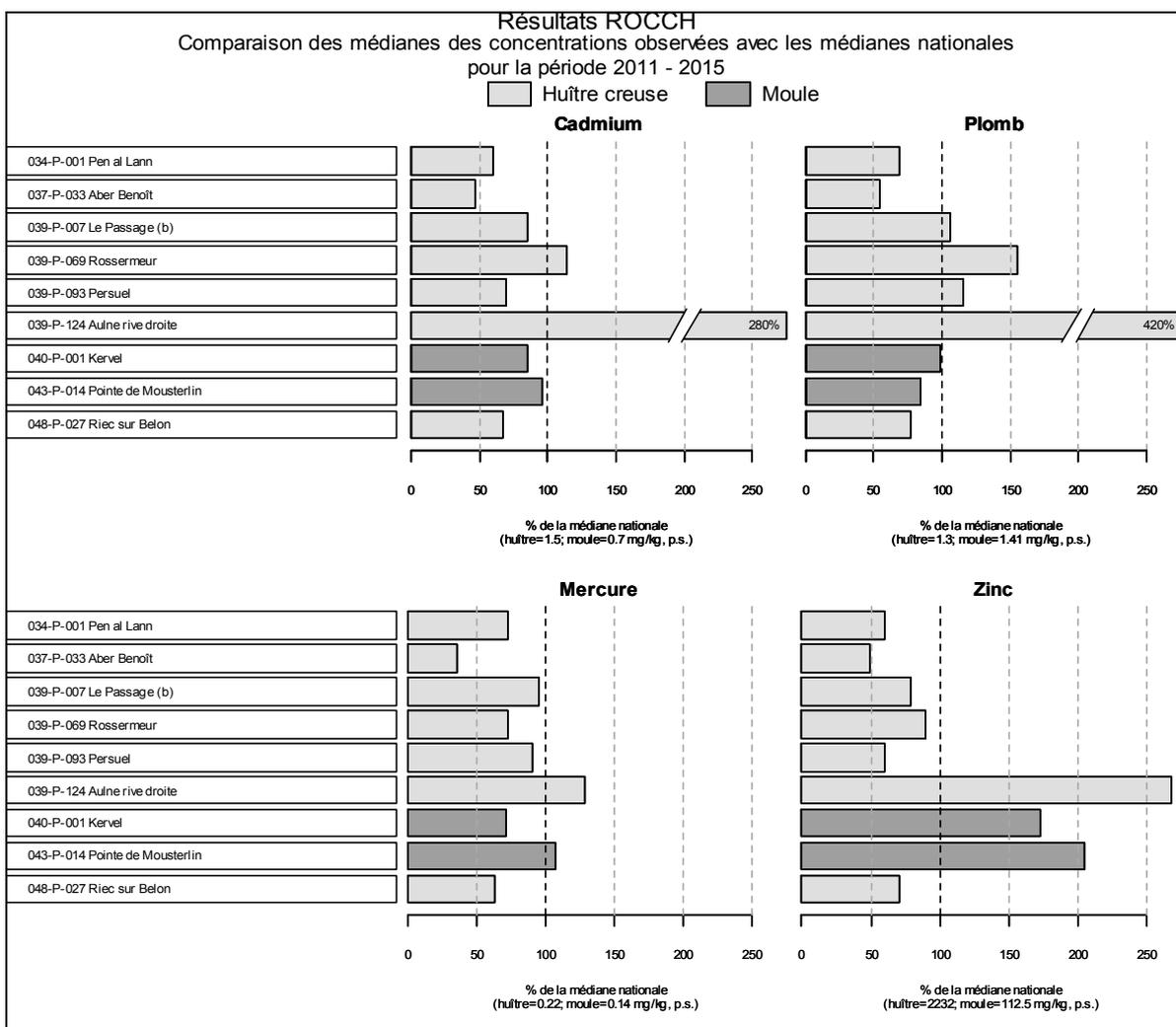


Figure 32 : Médianes locales et nationale des contaminants chimiques dans les coquillages

Les teneurs observées en contaminants chimiques dans les huîtres du Bélon demeurent inférieures au seuil de sécurité sanitaire imposés par la réglementation du classement sanitaire des zones conchylicoles de production (tableau 11). Ce constat tient à l'absence d'industrie lourde et d'exploitation minière sur le territoire, principales activités dont les rejets impactent significativement le milieu. Sur le long terme, les chiffres ne montrent pas d'évolution significative des différents paramètres de la surveillance.

Par ailleurs, comme le montre la figure 32, les médianes enregistrées sur les éléments traces métalliques dans les huîtres du Bélon sont bien inférieures à celles relevées à l'échelon national. La contamination chimique du secteur ne représente donc pas un problème sanitaire majeur et les actions de restauration de la qualité des eaux doivent se concentrer sur le volet bactériologique plus sensible.

9. Conclusions

Les coquillages, consommés crus ou peu cuits, peuvent être à l'origine de Toxi-Infections Alimentaires à l'instar de l'ensemble des denrées alimentaires. Pour prévenir ce risque sanitaire, les autorités compétentes ont édicté une réglementation visant la filière conchylicole, des zones de production à la mise en marché de ces fruits de mer.

Les zones conchylicoles font l'objet d'un classement sanitaire et d'une surveillance ultérieure régulière pour vérifier l'évolution de la qualité des eaux littorales. La surveillance des estuaires de l'Aven, du Bélon et du Merrien montre globalement une amélioration qualitative des eaux depuis une quinzaine d'années, induite par les actions de restauration engagées par les collectivités locales (stations d'épuration de Pont-Aven, Riec sur Bélon, Moëlan/mer, Le Trévoux et la réfection des réseaux d'assainissement) ou les programmes de bassin versant (suppression des points d'abreuvement des animaux, réhabilitation des assainissements autonomes, diagnostics d'exploitations agricoles, ...). Les zones aval du l'Aven et du Bélon demeurent toutefois critiques pour les coquillages du groupe 2 (coques) avec des dépassements du seuil sanitaire de 4600 *E.coli*/100g CLI. Une investigation accentuée sur les sous-bassins versants de Coat Melen et du Dourdu devrait être menée pour tenter d'identifier les causes de cette contamination. Pour ce faire, la mise œuvre de méthodes de discrimination des sources microbiennes de contamination peuvent apporter une contribution utile quant à l'origine humaine ou animale de cette contamination, permettant ainsi de limiter les alertes microbiologiques qui pénalisent la profession conchylicole. Le dysfonctionnement de postes de refoulement est également un point critique qui a engendré de multiples alertes ces dernières années. L'utilisation de l'outil GALATE, qui associe les aspects techniques et environnementaux, pourrait permettre de mieux appréhender l'impact de ces rejets et ainsi gérer plus efficacement les alertes microbiologiques de ces sites dans un premier temps et d'apporter les mesures correctives qui s'imposent en second lieu.

Les efforts accomplis ces dernières années sont bien évidemment à mettre à l'actif d'une volonté commune des acteurs des bassins concernés de restaurer la qualité des eaux littorales et d'améliorer l'image du territoire. La poursuite de cette politique de concertation et de sensibilisation de ces acteurs demeure une condition incontournable à l'obtention de l'objectif qualitatif recherché.

10. Bibliographie

AI JEBOURI and TROLLOPE 1981. The Escherichia coli content of Mytilus edulis from analysis of whole tissue of digestive tract. J. Appl. Bacteriol.

ALKAN U., ELLIOT D.J. and EVISON L.M. 1995. Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. Water Res. 29, 2071-2081.

ANSON A.E., and WARE C.C. 1975. Laboratory studies on the effect of the container on the mortality of Escherichia coli in sea water. Wat. Res., 9, 895-899.

AUBERT M, AUBERT J. et GAUTHIER M. 1968. Pouvoir autoépurateur de l'eau de mer et substances antibiotiques produites par les organismes marins. Rev. Int. Oceanogr. Med.10, 137-207.

AUER M.T. and NEIHAUS S.I. 1993. Modelling fecal coliform bacteria field and laboratory determination of lost kinetics. Water Res., 27, 693-701.

BELLAIR J.T., PAR-SMITH G.A. and WALLIS J.G. 1977. Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the design of ocean outfalls. J. Water Pollution, 49, 2022-2030.

BONNEFONT J.L., MARTIN Y.P. et GUIENNET B. 1990. Etude expérimentale de la décroissance des bactéries fécales en milieu marin, quantification, facteurs impliqués. Wat. Res., 24, 267-273.

BOUGEARD M., LE SAUX J.C., GNOUMA R., DUPONT S. and POMMEPUY M. 2008. Modélisation des flux de contamination fécale et de leur impact sur la zone littorale. Rapport Ifremer convention AELB.

BUCKHOUSE J.C. and GIFFORD G.F. 1976. Water quality implications of cattle grazing on a semiarid watershed in southeastern Utah. J. of Range Management, 29, 109-113.

CAMBRY 1999. Voyage dans le Finistère ou état de ce département en 1794 et 1795, réédition société archéologique du Finistère, Quimper.

CHAMBERLIN C.E., and MITCHELL R. 1978. A decay model for enteric bacteria in natural waters. In R. MITCHELL (ed.) Water Pollution Microbiology, 325-348.

CORRE S. et Coll. 1999 - Quantification et survie des bactéries dans les eaux du Coët-Dan. Colloque pollution diffuse : du bassin versant au littoral, 23-24 sept. Ploufragan : p 157 – 168.

CRABILL C., RAVIN D., SNELLING J., FOUST R. and SOUTHAM G. 1999. The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek, Arizona. Water Res., 33, 2163-2171.

- DAVIES-COLLEY R.J., BELL R.G., and DONNISON A.M. 1994.** Sunlight inactivation of enterococci and fecal coliform in sewage effluent diluted in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 2049-2058.
- DAVIES C.M., LONG J.A., DONALD M. and ASHBOLT N. 1995.** Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbio.*, 61, 1888-1896.
- DELMAS G., GALLAY A., ESPIE E., HAEGHEBAERT S., PIHIER N., WEILL F.X., DE VALK H., VAILLANT V. et DESENCLOS J.C. 2006.** Les toxi-infections alimentaires en France entre 1996 et 2005. *BEH* 51-52, 418-422.
- DORIOZ J.M., TREVISAN D., TEXIER S., PRIGENT-COMBARET C., GOUDRON M.H., JOCTEUR-MONROZIER L., MOENNE-LOCCOZ Y., FAIVRE P., QUETIN P. et POULENARD J. 2008.** Pratiques pastorales et qualité microbiologique des eaux : rôle des facteurs édaphiques et hydrométéorologiques dans la survie et le transfert à l'échelle bassin versant de populations de bactéries fécales bovines. *CESSOL2, MEDDAT, Paris*, 28p.
- DUPRAY E. et DERRIEN A. 1995.** Influence of the previous stay of *Escherichia coli* and salmonella spp. In waste waters on their survival in seawater, *Water Res.*, 29, 1005-1011.
- DUPRAY E., CAPRAIS MP., DERRIEN A., MONFORT P., CONVENANT A., PENOT J., FACH P., DILASSER F., PERELLE S. et GROUT J. 1999.** Bacterial fluxes and sanitary shellfish quality in the bay of Fresnaye. Non point source pollutions from watershed to seashore, proceedings,
- DUVILLARD M. 2008.** Recherche de caractéristiques pouvant influencer la contamination bactériologique des eaux, application au bassin versant du Bélon, rapport de stage, Chambre d'agriculture du Finistère, 94 p.
- ENZINGER R.M., and COOPER R.C. 1976.** Role of bacteria and protozoa in the removal of *Escherichia coli* from estuarine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 31, 758-763.
- FRAISER M.B. and KOBURGER J.A. 1984.** Incidence of Salmonella in clams, oysters, crabs and mullets, *J. of Food Prot.* 47 (5), 343-345.
- FUJIOKA R.S., HASHIMOTO H.H., SIWAK E.B. and REGINALD H.F. 1981.** Effect on sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41, 690-696.
- GAUTHIER M.J., MUNRO P.M., FLATAU G.N., CLEMENT R.L. et BREITTMAYER V.A. 1993.** Nouvelles perspectives sur l'adaptation des entérobactéries dans le milieu marin. *Marine life* 3, 1-18.
- GELDREICH E.E 1978.** Bacterial population and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. Indicator of viruses in water and food, Berg G. Editor, chap.4, 51-97.
- GERBA C.P. and Mc LEOD J.S. 1976.** Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 32, 114 – 120.

- GHOUL M., BERNARD T. and CORMIER M. 1990.** Evidence That *Escherichia coli* accumulates glycine-bétaïne from marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 551-554.
- GILATH C., BLIT S., SHUVAL H.I., 1971.** Radio isotope tracers techniques in the investigation of dispersion of sewage and disappearance rate of enteric organisms in coastal waters. *Int. Atomic Energy Agency, Vienna*, 142, 673-689.
- GOLBERG E.D. 1975.** The mussel watch : a first step in global marine monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 6 (7) 111.
- HIS E. et CANTIN C. 1995.** Biologie et physiologie des coquillages. Ifremer, R.INT DEL/95.06/Arcachon, 110 p.
- HODGSON C.J., BULMER M. and CHADWICK D.R. in POURCHER A.M. 2014.** Présentation orale aux journées de synthèse scientifique Transferts, Rennes le 7 février.
- IRVING K.N. and PETITBONE G.W. 1993.** Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combine sewer outfall. *Environ. Technol.* 14, 531-542.
- ISHII S., KSOLL W.B., HICK R.E. and SADOWSKY M.J. 2006.** Presene and growth of naturalized *E. coli* in temperate soils from lake Superior watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (1), 612-621.
- KAY D., CROWTHER J., STAPLETON C.M., WYER M.D., FEWTRELL L., ANTHONY S., BRADFORD M., EDWARDS A., FRANCIS C.A., HOPKINS M., KAY C., McDONALD A.T., WATKINS J. and WILKINSON J. 2008.** Fecal indicator organism concentrations and catchment export coefficients in the UK. *Water Res.*, 42, 2649-2661.
- KUECH C.S.W. and CHAN K. 1985.** Bacteria in bivalve shellfish with special reference to the oyster. *J. Appl. Bacteriol.* 59, 41-47.
- LABELLE R.L., GERBA C.P., GOYA S.M., MELNICK J.L., CECH I. and DOGDAM G.F. 1980.** Relationship between environmental factors, bacterial indicators and occurrence of enteric viruses in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 39, (3) 588-596.
- MARJORI L., CAMPELLO C. and CREVATIN E. 1978.** Salmonella pollution of coastal seawaters of the gulf of Trieste : A 3 year survey. IV journées Etud. Poll. Antalya C.I.E.S.M., 505-510.
- MATSON E.A., HORNOR S.G. and DUCK J.D. 1978.** Pollution indicators and other organisms in river sediments. *J? water Poll.* 50 (1) 13-19.
- Mc PHERSON B.F. and MILLER R.L. 1987.** The vertical attenuation of light in Charlotte harbour, a shallow subtropical estuary, South-Western Florida. *Estuarine, coastal and shellfish sciences* 25, 721-737.
- MINET J., BARBOSA T., PRIEUR D. et CORMIER M. 1987.** Mise en évidence du processus de concentration des bactéries par la moule *Mytilus edulis*. *CR Acad. Sci. Paris, Ser III*, 305, 351-354.

- MITCHELLR. And CHAMBERLIN C. 1974.** Factors influencing the survival of enteric micro-organisms in the sea : an overview. In Discharge sewage from sea outfall. Pergamon press, 237-251.
- MEALS D.W. and BRAUN D.C. 2006.** Demonstration of methods to reduce E. coli runoff from dairy manure application sites. J. Environ. Qual., 35, 1088-1100.
- MONFORT P., PICLET G., LE GAL D., RAGUENES P., LE NAOUR G., BOULBEN S., et LE SAUX J.C. 1997.** Incidence de Salmonella spp. Dans les bivalves issus de zones conchylicoles du Finistère (France), colloque salmonelles et salmonelloses, Ploufragan, 431-433.
- MONFORT P., HERVIO-HEATH D., CAPRAIS M.P., POMMEPUY M., ANNEZO J.P., LOAEC S., LE MENNEC C., GUILLERM E., BOULBEN S., BILIEU G., BONSOR R., PORTER J., et PICKUP R. 2006** – Le bassin versant du Bélon : vers une restauration durable de la qualité bactériologique des eaux estuariennes, 119 p.
- MONFORT P. LE BEC C. et ANNEZO J.P. 2008.** Diagnostic bactériologique du bassin versant littoral de l'Aven, rapport d'étude RST.DOP-LER/FBN/CC/08.008, 76 p.
- NICHOLSON F.A., GROVES S.J. and CHAMBERS B.J. 2005.** Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. Bioresource Technology, 96, 135 – 143.
- PIRIOU J.Y. et DROIT J. 2001** – Apports nutritifs et bactériens en estuaire de Penzé, année 2000, IFREMER – RST.DEL/SR/01.08, Brest : 124 P.
- PIKE, GAMESON and GOULD 1970.** Mortality of coliform bacteria in sea water in the dark Rev. Int. Oceanogr. Med. 18-19.
- PLUSQUELLEC A. 1984.** Contribution à l'étude de la pollution bactérienne des eaux littorales. Cas particulier de la baie de Concarneau. Thèse présentée à l'université de Bretagne occidentale, 202 p.
- POMMEPUY M., GUILLAUD J.F., DUPRAY E., LE GUYADER F. and CORMIER M. 1992.** Enteric bacteria survival factors. Wat. Sci. Tech. 25 (12), 93-103.
- POMMEPUY M. 1995** – Devenir des bactéries entériques en milieu littoral. Effet du stress sur leur survie, Thèse en vue du doctorat de l'université de Rennes 1, 147 p.
- POMMEPUY M., GUILLAUD J.F., DUPRAY E., DERRIEN A., LE GUYADER F. and CORMIER M. 1992.** Enteric bacteria survival factors. Wat. Sci. Tech. Vol 35, n°12, p 93-103.
- PLUSQUELLEC 1984.** Contribution à l'étude de la pollution bactérienne des eaux littorales. Cas particulier de la baie de Concarneau-La Forêt. Thèse de la faculté des sciences et techniques de Brest, 202 p.
- ROSZAK D.B., GRIMES D.J. and COLWELL R.R. 1984.** Viable but nonrecoverable stage of *Salmonella enteritidis* in aquatic systems.
- ROZEN Y. and BELKIN S. 2001.** Survival of enteric bacteria in seawater, FEMS Microbial Rev. 25, 513-529.

SMITH E.M., GERBA C.P. and MELNICK J.L. 1978. Role of sediment in the persistence of enteroviruses in the estuarine environment. *Appl. And Environ. Microbiol.* 35, 685-689.

SOLIC M and KRSTULOVIC N. 1992. Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity and pH on the survival of fecal coliforms in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 411-416.

TREGUIER C., SCHAEFFER J., LE SAUX J.C., COHENNEC-LAUREAU N. et LE GUYADER S. 2015. Contamination des coquillages en rivière d'Auray, Rapport Ifremer RST/LER/MPL/15.08, 51 p.

TROUSSELIER M., BONNEFONT J.L., COURTIES C., DERRIEN A., DUPRAY E., GAUTHIER M., GOURMELON M., JOUX F., LE BARON P. MARTIN Y and POMMEPUY M. 1998. Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanologica acta*, Vol. 21, n°6, 965-981.

WEATHER D.W.F., MARA D.D. and ORANGUI J. 1979. Indicator systems to distinguish sewage from stormwater run-off and human from animal fecal material. James A Evison L. Ed. "Biological indicators of water quality" chap. 21, 27 p.

XU H.S., ROBERTS N., SINGLETON F.L., ATTWELL R.W., GRIMES D.J. and COLLWELL R.R. 1982. Survival and viability of non culturable *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* in the estuarine and marine environment. *Microbial Ecology*, 8, 313-323.

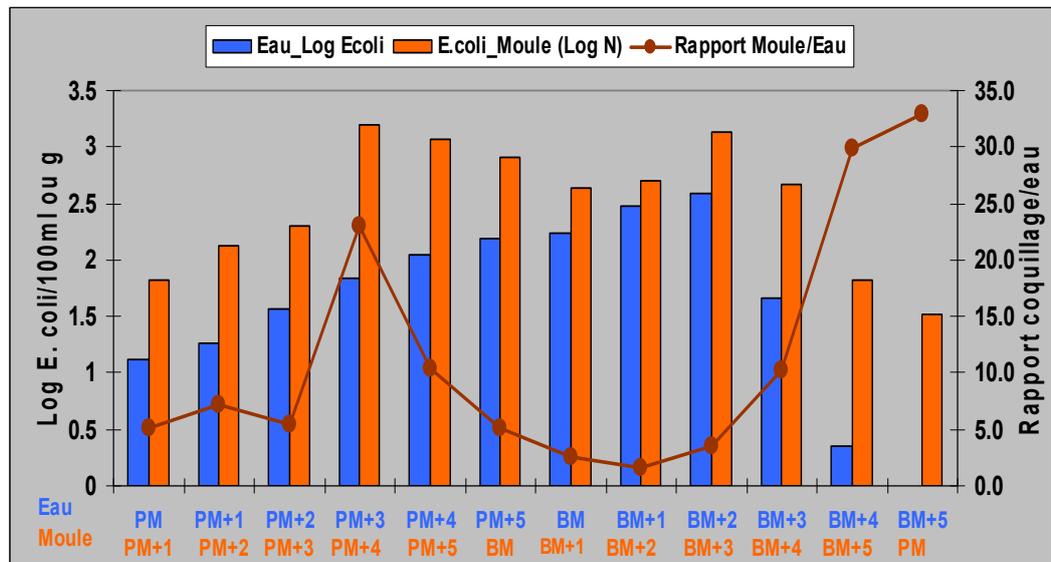
YOUN-JOO A., KAMPBELL D.H. and BREIDENBACH G.P. 2002. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environmental Pollution*, 120, 771-778.

YVENAT A., ALLENOU J.P., CAMUS P., GAGNARD F. KERLIDOU J. et LEQUETTE C. 2006. GALATE, un guide méthodologique pour la gestion en assainissement littoral des alertes techniques et environnementales, guide rédigé dans le cadre du projet européen ICREW, 45

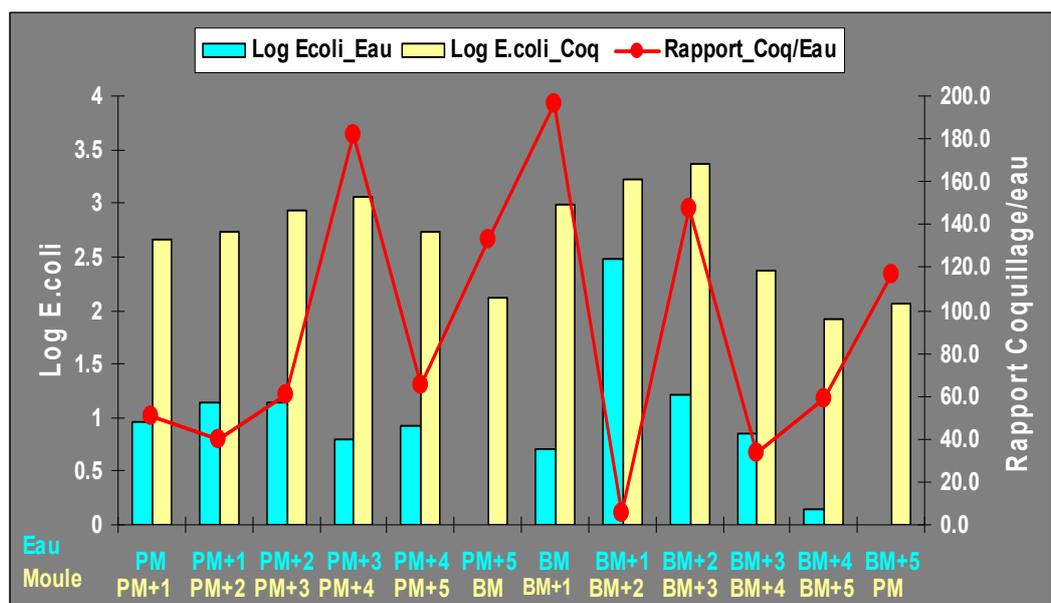
11. Annexes

11.1– Comparaison de la contamination fécale des eaux et des coquillages sur deux estuaires finistériens (rivières de l'Aven et de Pont l'Abbé) au cours d'un cycle de marée de vives eaux (P. Monfort et al. Laboratoire LERBO Concarneau, non publié).

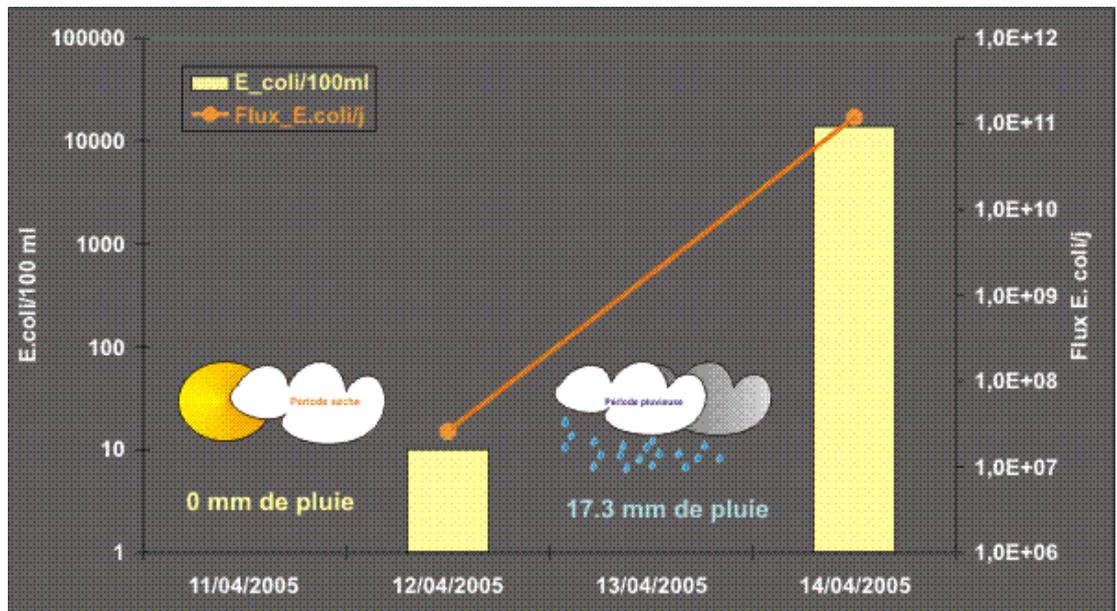
Rivière de l'Aven



Rivière de Pont l'Abbé



11.2– Impact de l'abreuvement des animaux en rivière sur la qualité des eaux du Bélon (projet européen CYCLEAU).



11.3– Notion d'Equivalent Habitant (E.H.) : valeurs normalisées

Avec le développement de l'urbanisation et de l'industrialisation, les rejets d'eaux usées ont considérablement évolués tant sur le plan qualitatif que quantitatif. Pour ne pas hypothéquer les usages de l'eau en aval de ces rejets, des réglementations européennes (Directives Eaux Résiduaires du 21/05/1991) et nationales (loi sur l'eau du 03/01/1992, Décret du 03/06/1994, Arrêtés du 06/05/1996 et du 21/06/1996) ont été édictées. Elles fixent les obligations des communes et des particuliers et définit le rôle de l'Etat.

Ces réglementations définissent la notion d'Equivalent-Habitant (EH) qui est l'estimation de la quantité de pollution journalière rejetée par un habitant (tableau cidessous). L'équivalent-habitant permet ainsi d'exprimer, à l'aide d'une unité commune, des types de rejets différents et de pouvoir en conséquence les comparer.

Paramètres	Equivalent-Habitant
Volume consommé	150 litres
Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (DBO5)	60 g
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	120 g
Matières en suspension (MES)	90 g
Matières azotées (Azote total –NTK)	15 g
Matières phosphorées (phosphore total – Pt)	4 g

11.4 – Temps de survie des bactéries fécales dans l'eau de mer

Auteurs	Année	Type	Lieu	Bactérie	T90(H)
Pommepuy et al.	1992	In Vivo	France (sud)	<i>E. coli</i>	1-5
			France(Nord)	<i>E. coli</i>	~50
Bonnefont et al.	1990	In vitro	France	Coliformes fécaux	12 - 81
Plusquellec	1984	In vitro	France Bretagne	<i>E. coli</i>	24.1 (12.2-45.5)
Plusquellec	1984	In vivo	France Bretagne	<i>E. coli</i>	2
Chevreau et al.	1978	In vivo	France	Coliformes	1 – 2.6
			Marseille	<i>E. coli</i>	1.9 – 2.2
Penrose	1978	In vivo	Canada	coliformes	68.5
Gerba et Leod	1976	In vitro	Mexique	<i>E. coli</i>	72
Anson & ware	1975	In vitro	Angleterre	<i>E. coli</i>	34
Occhipinti **	1973	In situ	Brésil		
Gilath	1971	In vivo	Israël	<i>E. coli</i>	0.5 - 1
Pike, Gameson and Gould	1970	In vitro	Angleterre	<i>E. coli</i> obscurité	50,4
Annan and Wright **	1970	In situ	Ghana	<i>E. coli</i>	1,32
Foxworthy and Kweeling **	1969	In situ	USA Los Angeles	<i>E. coli</i>	2,35
Thomas **	1962	In vitro	Nouvelle Zélande	<i>E. coli</i>	0,65
Gevaudan and Tamalet *	1957	In vitro	France Marseille	<i>E. coli</i>	24

* Cité par Aubert et al. 1968

** Cité par Mitchell and Chamberlin 1974

11.5– Méthode NPP de dénombrement des *E.coli* dans les coquillages