

Ifremer
Laboratoire Environnement Ressource des Pertuis Charentais

Piquet J.C., Fillon A., Thomas G.

Caractérisation de la contamination microbiologique d'origine fécale de l'estuaire de la Seudre en période sèche



L'estuaire de la Seudre. Photo : Ifremer/LER/PC/J.C.Piquet

Caractérisation de la contamination microbiologique d'origine fécale de l'estuaire de la Seudre en période sèche.

sommaire

<u>INTRODUCTION</u>	8
<u>1. LES ENJEUX ASSOCIES A LA CONTAMINATION BACTERIOLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEUDRE</u>	9
1.1. LES RISQUES SANITAIRES LIES A LA CONSOMMATION DES COQUILLAGES	9
1.1.1. Les virus	9
1.1.2. Les bactéries	10
1.1.3. Données épidémiologiques	10
1.2. LA CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE DES COQUILLAGES	14
1.2.1. Les sources de contamination	14
1.2.2. Le devenir des micro-organismes d'origine fécale dans le milieu littoral	19
1.2.3. L'accumulation dans les coquillages	21
1.3. LES CONSEQUENCES POUR L'ACTIVITE CONCHYLICOLE	21
1.3.1. La réglementation sanitaire	22
1.3.2. Le cas de la Seudre	22
<u>2. LE BASSIN VERSANT DE L'ESTUAIRE DE LA SEUDRE ET LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DE SES EAUX</u>	23
2.1. LE BASSIN VERSANT DE L'ESTUAIRE DE LA SEUDRE	23
2.1.1. Périmètre du bassin versant	23
2.1.2. Caractéristiques climatiques	24
2.1.3. Fonctionnement hydrologique	25
2.2. BILAN DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEUDRE	29
<u>3. MATERIEL ET METHODES</u>	37
3.1. CHOIX DE LA METHODOLOGIE	38
3.1.1. Stratégie d'échantillonnage	39
3.1.2. Prélèvements et mesures in situ	40
3.1.3. Evaluation des flux issus des exutoires.	41
3.1.4. Analyses	43
3.2. TRAITEMENTS STATISTIQUES	44
3.2.1. Corrélations	44
3.2.2. Classification ascendante hiérarchique	44
<u>4. RESULTATS</u>	46
4.1. CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE (<i>E. COLI</i>) DE L'ESTUAIRE	46



4.1.1. Variabilité temporelle	47
4.1.2. Variabilité spatiale	48
4.1.3. Relations avec les paramètres environnementaux	48
4.2. ESTIMATION DES FLUX D'<i>E. COLI</i> ISSUS DES EXUTOIRES	52
5. DISCUSSION	54
5.1. METHODOLOGIE UTILISEE	54
5.2. RELATIONS AVEC LES PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX	55
5.3. CONTRIBUTIONS DES FLUX ISSUS DES EXUTOIRES	58
CONCLUSION	60
BIBLIOGRAPHIE	62



Introduction

Les contaminations microbiologiques d'origine fécale sont principalement liées aux activités anthropiques : assainissement, élevage, eaux pluviales urbaines... Ces contaminations entraînent des risques sanitaires pour les activités littorales comme la conchyliculture ou la baignade.

L'estuaire de la Seudre est situé dans le bassin de Marennes-Oléron, au cœur de l'écosystème des Pertuis Charentais. L'estuaire alimente la majorité des surfaces de claire de la région, qui elle-même, assure plus de la moitié de la commercialisation nationale. La contamination bactériologique de l'estuaire de la Seudre est donc un enjeu majeur pour l'ostréiculture.

La qualité bactériologique de l'amont de l'estuaire se dégrade ces dernières années. Les résultats du réseau de surveillance REMI montrent une tendance significative à la dégradation, et d'importants épisodes de contamination ont donné lieu à deux interdictions temporaires de commercialisation des coquillages ces dernières années. Cette dégradation a abouti en 2010 au déclassement administratif en B de la partie amont de l'estuaire.

Les informations concernant les sources de contaminations sont peu nombreuses. L'étude présentée a donc pour objectif de mieux caractériser les origines des contaminations.

Tout d'abord, les enjeux associés à la contamination microbiologique de l'estuaire, les caractéristiques de l'estuaire et les données de surveillance microbiologique seront présentés. Puis, deux approches distinctes de caractérisation de la contamination seront exposées à travers les parties matériel et méthode, résultats et discussions.

Les données disponibles permettent de suspecter un secteur dont serait issu le principal flux de contamination. La première méthode consiste donc en une campagne d'échantillonnage qui cible ce secteur. Le suivi simultané de la contamination microbiologique (*E.coli*) des eaux de l'estuaire et l'évaluation des flux d'*E.coli* issus des exutoires devrait permettre d'apporter de nouveaux éléments de compréhension. Ce suivi inclut également la mesure de paramètres environnementaux (température, salinité, turbidité et débit). Les relations entre ces paramètres et la contamination microbiologique de l'estuaire sont également étudiées. Cette campagne d'échantillonnage correspond à une période sèche (de mai à août 2010) caractérisée par des apports d'eau douce quantitativement faibles.

1. Les enjeux associés à la contamination bactériologique de l'estuaire de la Seudre

La qualité microbiologique des eaux côtières est déterminante pour la vie économique, sociale et touristique des régions littorales. En effet, la baignade, la conchyliculture et la pêche à pied constituent trois usages très pratiqués, nécessitant une bonne qualité microbiologique de l'eau.

La caractérisation des composantes hydrodynamiques du bassin de Marennes-Oléron indique une contribution faible à négligeable des apports de la Seudre à l'hydrodynamisme du bassin (Stanisière *et al.*, 2006). Les enjeux liés à la contamination microbiologique semblent donc essentiellement liés aux activités pratiquées sur l'estuaire lui-même.

L'activité ostréicole est, de loin, l'usage dominant de l'estuaire. La vision des enjeux sera donc volontairement orientée en fonction de cet usage.

1.1. Les risques sanitaires liés à la consommation des coquillages

La qualité sanitaire des coquillages est directement dépendante de la qualité des eaux dans lesquelles ils sont élevés. En particulier, les micro-organismes présents dans l'eau peuvent être concentrés par les coquillages et constituer un risque sanitaire pour le consommateur. Les coquillages peuvent ainsi être à l'origine de Toxi-Infections Alimentaires Collectives (TIAC). La majorité de ces TIAC sont d'origine bactérienne ou virale, mais les phycotoxines, ou certains parasites pathogènes pour l'homme peuvent être incriminés.

1.1.1. Les virus

Parmi les virus incriminés, les plus fréquents sont les Norovirus et l'Hépatite A. Les Norovirus sont reconnus comme le principal agent des épidémies transmises par la consommation de coquillages et sont à l'origine de 43% des épidémies mondiales (AFSSA, 2008). La majorité des épidémies dues à ces virus surviennent en hiver de façon concomitante aux épidémies de gastro-entérite virales hivernales.

Le virus de l'Hépatite A représente 25 % des épidémies mondiales associées à la consommation de coquillages (AFSSA, 2008). Ce virus est à l'origine d'épidémies massives. La plus importante épidémie liée à la consommation de coquillages jamais décrite est une épidémie d'hépatite A

responsable de 300 000 cas (dont 47 décès) survenue à Shanghai en 1988 (Tang *et al*, 1991 ; Halliday *et al*, 1991 ; Xu *et al*, 1992 ; Cooksley, 2000).

1.1.2. Les bactéries

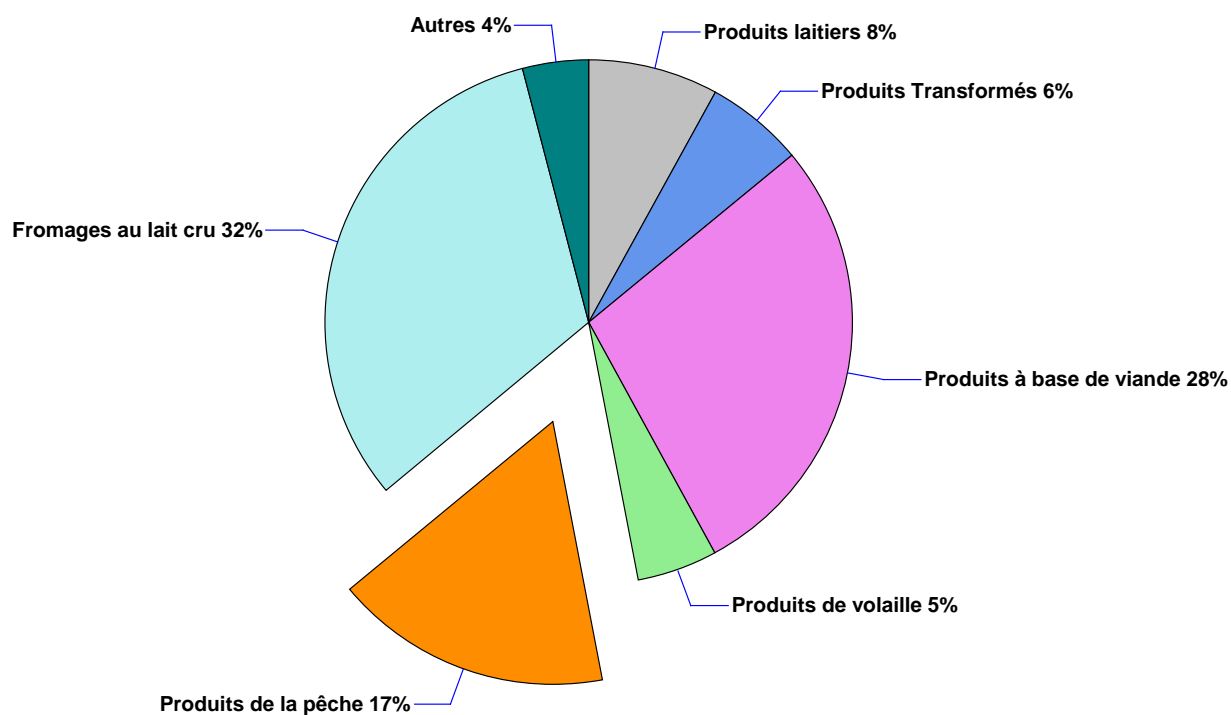
Parmi les bactéries, les salmonelles et les vibrions sont les agents pathogènes le plus souvent incriminés au niveau mondial. Les épidémies dues aux vibrions et causées par la consommation de coquillages sont surtout rapportées en Amérique du Nord (Morris & Black, 1985 ; Blake, 1983 ; Blake *et al*, 1980 ; Kaper *et al*, 1982 ; Shandera *et al*, 1982), mais aussi en Europe du Sud (Baine *et al*, 1974 ; Desenclos, 1996 ; Blake *et al*, 1977). En France, ces épidémies liées aux vibrions restent sporadiques mais pourraient devenir plus problématiques à l'avenir, puisque l'augmentation de la température de l'eau de mer semble être un facteur favorable (McLaughlin *et al*, 2005). Les vibrions isolées lors des épidémies liées à la consommation de coquillages sont principalement *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio cholerae* O1, *Vibrio vulnificus* et *Vibrio hollisae*.

Salmonella a également été identifiée dans les TIAC liées à la consommation de coquillage. Les coquillages ont, au 19^{ème} et début du 20^{ème} siècle, été à l'origine de grandes épidémies de fièvre typhoïde en Europe (Desenclos, 1996 ; Morabia et Hardy, 2005) et aux États-Unis (Allen, 1899). La plus importante (1500 cas dont 150 décès), liée à la consommation d'huîtres, est survenue aux États-Unis en 1924-1925 (Lumsden *et al*, 1925). Les *Salmonella* non-typhi sont rarement incriminées dans les cas recensés.

D'autres bactéries comme *Shigella* (Cheftel *et al*, 1997 ; Desenclos, 1996 ; Reeve *et al*, 1989 ; Terajima *et al*, 2004), *Campylobacter jejuni* (Griffin *et al*, 1983 ; Desenclos, 1996) ou *Listeria monocytogenes* (Brett *et al*, 1998) ont occasionnellement donné lieu à des épidémies liées à la consommation de coquillages.

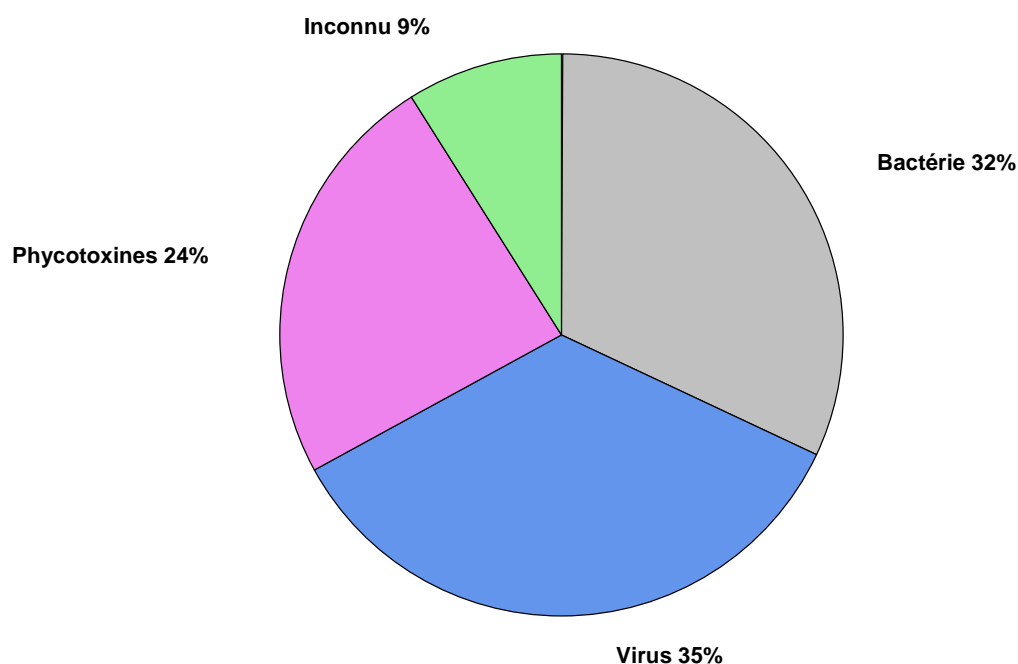
1.1.3. Données épidémiologiques

Les TIAC sont définies par l'apparition d'au moins deux cas de symptomatologie identique, qu'on peut relier à une même origine alimentaire.



Graphique 1 : Produits alimentaires incriminés dans les TIAC en France entre 1991 et 2000 (Source INVS/DGAL).

Sur la période 1991-2000, en France, les produits de la mer ont été incriminés dans 17% des cas et les coquillages dans 2,5% des cas. Néanmoins, on estime que le nombre de TIAC est très largement sous-estimé, la proportion de cas déclarés par rapport à la totalité des cas survenus a été estimée à 26 % [IC95 % : 22-31] (Gallay *et al*, 2000). La fréquence des TIAC est largement sous évaluée du fait de l'absence de consultation médicale ou de déclaration des cas.



Graphique 2 : Agents pathogènes incriminés dans les TIAC à coquillages en France sur la période 1995-2001 (Source INVS).

Les agents pathogènes incriminés dans les TIAC liées à la consommation de coquillages sur la période 1995-2001 sont majoritairement des virus et des bactéries. Les Phycotoxines sont elles responsables de 24% des cas de TIAC à coquillages, et 9% des cas sont d'origine inconnue. Il est à noter que les parasites pathogènes comme *Cryptosporidium*, *Giardia* et *Toxoplasma gondii* ne paraissent pas impliqués dans les TIAC, mais probablement par défaut de recherche spécifique de ces agents comme cause d'infection (AFSSA, 2008). En effet, leur présence est avérée dans les coquillages (Schets *et al*, 2007 ; Li *et al*, 2006).

LIEU TIAC	DATE	NB DE CAS	ESPECE SUSPECTEE	ORIGINE ETABLISSEMENT EXPEDITEUR SUSPECTE	ORIGINE COQUILLAGES SUSPECTES OU INCRIMINES
2010					
75	01.01.10	4	HCr Elevage	17. Bourcefranc	<i>Non précisée</i>
74	09.02.10	3	HCr Elevage	17. Dolus D'oleron	<i>Non précisée</i>
06	20.02.10	2	HCr Elevage	17. Bourcefranc	17. Bourcefranc [av claire Esp., Irl, 50]
Danemark	11.03.10	RASFF	HCr Elevage	17. La Tremblade	17. La Tremblade [av claire Irl]
Danemark	12.03.10	RASFF	HCr Elevage	17. L'Houmeau	17. L'Houmeau [av claire 50]
67	14.03.10	4	HCr Elevage	17. Château Oleron	17. Château Oleron [av claire 29]
83	14.03.10	4	HCr Elevage	17. La Tremblade	<i>Non précisée</i>
17	14.03.10	3	HCr Elevage	17. Ile de Ré	<i>Non précisée</i>
27	19.03.10	2	HCr Elevage	17. Ile de Ré	17. Ile de Ré-Rivedoux
25	19.03.10	2	HCr Elevage	17. Dolus D'oleron	<i>Non précisée</i>
38	23.03.10	2	HCr Elevage	17. La Tremblade	<i>Non précisée</i>
17	04.04.10	4	HCr Elevage	17. Marsilly	17. Ile de Ré-Ars en Ré
2009					
93	07.03.09	30	HCr Elevage	17. Eguille S/Seudre	17. Ile de Ré-Rivedoux
47	07.03.09	12	HCr Elevage	17. Eguille S/Seudre	17. Ile de Ré-Rivedoux
2008					
17	01.02.08	40	HCr Elevage	17. Ile de Ré	17. Ile de Ré-Rivedoux
17	11.03.08	9	HCr Elevage	17. Ile de Ré	17. Ile de Ré-Rivedoux
2007					
57	18.03.07	3	HCr Elevage	17. La Tremblade	<i>Non précisée</i>
2006					
Pays-Bas	23.02.06	3	HCr Elevage	17. Bourcefranc	17. Bourcefranc
Norvège	24.02.06	2	HCr Elevage	17. Bourcefranc	17. Bourcefranc
Danemark	07.03.06	6	HCr Elevage	17. Château Oleron	17. Ile de Ré - Rivedoux
2005					
09	19.12.05	2	Moules Elevage	17. Brouage	17. Oleron Ouest Courreau
2004					
17	27.02.04	18	HCr Elevage	17. Bourcefranc	17. Bourcefranc

Tableau 1 : TIAC déclarées dont les produits suspectés ou incriminés sont originaires d'un établissement conchylicole de Charente Maritime (Source Ifremer/EMP, J.C.Le Saux).

Vingt deux TIAC déclarées entre 2004 et 2010 ont pour origine avérée ou suspectée des coquillages issus d'un établissement conchylicole de Charente-Maritime. Ces TIAC ont toutes été déclarées en période hivernale et, pour la très grande majorité des cas, lors des mois de février et mars pendant les pics épidémiques de gastro-entérite virale dans la population.

Les nombreux transferts, les passages en établissements et en claires, rendent la traçabilité des coquillages suspectés difficile. Les données sur l'origine géographique des coquillages sont pour la plupart incomplètes. Il est donc en général difficile d'établir si les coquillages ont été contaminés lors des phases d'élevage. Malgré ces réserves, on peut remarquer que les zones d'élevage de Rivedoux et de Bourcefranc sont régulièrement citées comme origine des coquillages suspectés.

La Seudre n'a jamais été identifiée comme zone de production d'origine dans les cas suspectés. En revanche, des établissements expéditeurs de certains produits suspectés étaient situés sur le bassin versant de la Seudre. Il existe très peu de zones d'élevage sur la Seudre. Les principaux risques seraient plutôt liés aux nombreux établissements et champs de claires qui utilisent l'eau de la Seudre pour alimenter leur circuit hydraulique.

1.2. La contamination microbiologique des coquillages

La grande majorité des micro-organismes pathogènes incriminés dans les TIAC est d'origine fécale. Leur présence dans les eaux littorales est liée aux activités anthropiques (rejets d'eaux usées, élevage, industries, eaux pluviales). Ces germes sont transférés jusqu'au littoral soit par des rejets directs, soit par les apports des bassins versants. L'usage des sols et les aménagements liés aux activités humaines influent également sur les phénomènes de transfert des germes jusqu'au réseau hydrographique.

1.2.1. Les sources de contamination

Le schéma suivant représente les principales origines des contaminations fécales des eaux littorales. Les sources de contamination seront par la suite discriminées selon leur origine humaine ou animale.

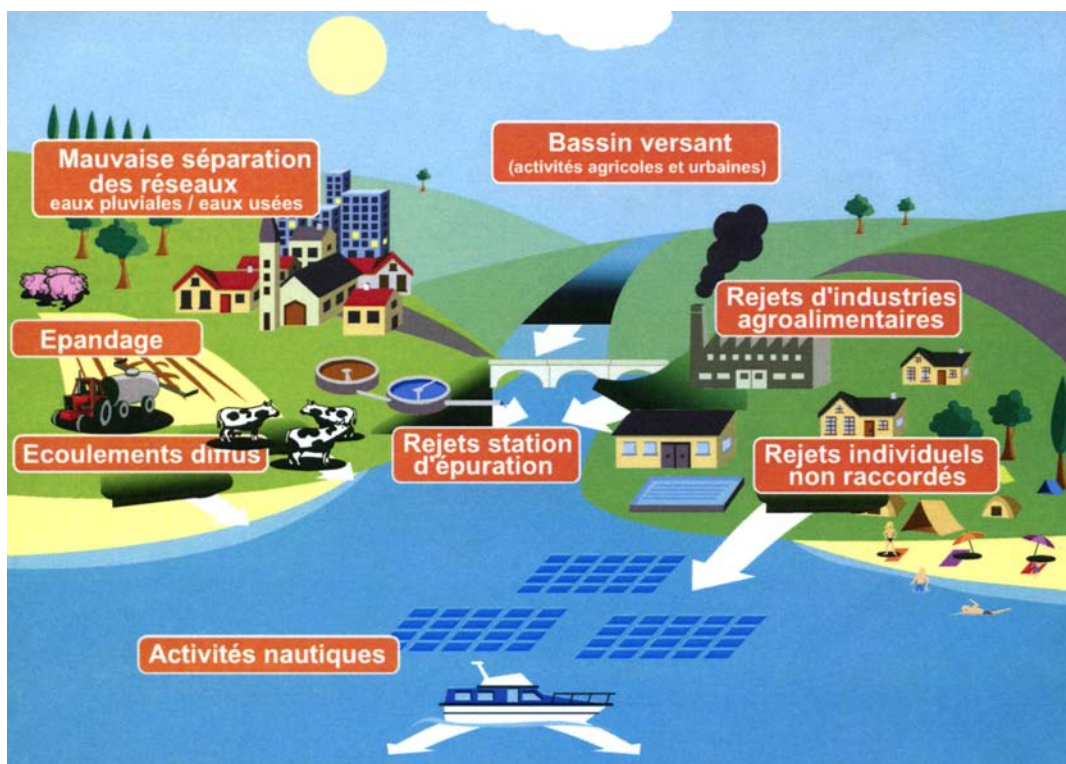


Figure 1 : Sources de contamination et transfert jusqu'au milieu littoral.

La quantité de germes rejetés dans les fécès est variable en fonction des espèces et des micro-organismes. Selon le modèle de l'équivalent-habitant utilisé en assainissement et la moyenne des flux d'excrétion cités dans la littérature, on estime qu'un bovin excrète une quantité cumulée d'*Escherichia coli* 5 fois supérieure à l'homme (Dupray, 1999).

Espèce	Flux moyen Eq. hab./j	Flux <i>E.coli</i> /j
Homme	1	2.14 10 ⁹
Bovin	5	5 x 2.14 10 ⁹
Porc	30	30 x 2.14 10 ⁹
Volaille	0.06	0.06 x 2.14 10 ⁹

Tableau 2 : Flux moyen journalier excrété par espèce animale en équivalent-habitant / jour et en *E.coli*/jour (Dupray, 1999).

La contamination bactériologique d'origine fécale est habituellement évaluée grâce à des Germes Témoins de Contamination Fécale (GTFCF). Actuellement l'indicateur réglementaire principal pour les différents usages (conchyliculture, baignade) est *Escherichia coli* (*E.coli*). La concentration de cette bactérie indicatrice est réputée être représentative du risque de présence de micro-organismes pathogènes. Toutefois, la cinétique de survie dans le milieu marin d'*E.coli* n'est pas comparable à celles des virus pathogènes. Cet indicateur a donc une efficacité limitée pour évaluer les risques sanitaires d'origine virale.

1.2.1.1. Sources de contamination humaines

La densité de population permanente des communes du littoral français est environ trois fois supérieure à la moyenne nationale, elle peut y devenir jusqu'à neuf fois supérieure en période estivale, ce qui représente une pression de contamination microbiologique importante (Legeas, 1992). Sur la communauté de commune Royan Atlantique, la population est multipliée par sept ou huit en été (CARA, 2010). Les principales sources potentielles d'apport de micro-organismes d'origine fécale sont liées à l'assainissement : rejets du réseau d'assainissement, rejets des zones non raccordées ou en assainissement autonome.

Stations d'épuration

Environ 80% de la population française est raccordée aux stations d'épuration. Toutefois, selon les procédés d'épuration utilisés, l'efficacité du traitement varie. Pour les bactéries, l'abattement est de 10² à 10³ germes dans le cas des boues activées et de 10⁴ à 10⁶ dans le cas d'un lagunage (Courtois, 1993). Pour les virus, cet abattement est moins important. Il est de 10 à 10² pour un traitement par boues activées, et de 10² à 10⁴ pour dans le cas d'un lagunage (Courtois, 1993). On peut donc

retrouver dans les effluents traités des concentrations de bactéries d'origine fécale allant jusqu'à $10^2/100$ ml dans le cas d'un lagunage ou $3.10^6/100$ ml dans le cas d'un traitement par boues activées (Legeas, 1992). L'efficacité de ces traitements peut être améliorée par l'utilisation d'un traitement tertiaire de désinfection (chloration, ultraviolets, lagunage de finition...).

Réseaux de collecte des eaux usées

Le réseau de collecte des eaux usées peut également jouer un rôle important. Il existe deux types de réseau de collecte des eaux usées, les réseaux séparatifs destinés à collecter uniquement les eaux usées, et les réseaux unitaires qui collectent en plus les eaux pluviales.

Les réseaux unitaires peuvent être soumis à des saturations en cas de pluviométrie importante. Ils sont donc en général équipés de bassins tampons ou de déversoir d'orage (Guérin-Schneider, 2001). L'efficacité du traitement peut être altérée par les fortes variations de charge hydraulique. En cas de saturation du réseau par les eaux pluviales, des rejets d'eaux usées non traitées peuvent survenir directement dans le milieu.

Les réseaux séparatifs sont, à priori, moins sujet à des déversements d'eaux usées dans le milieu. Cependant, ils peuvent être sujet à des défaillances techniques (rupture de canalisation, dysfonctionnement d'un poste de relèvement...). La vétusté du réseau est également un facteur important, les canalisations vieillissantes peuvent par exemple induire des fuites d'eau usée ou des ruptures de canalisation.

Assainissement autonome

Au sein des communes littorales, et plus en amont sur les zones rurales de bassins versants, la part de l'habitat dispersé peut être importante. Dans ces zones, la proportion d'habitations non-raccordées au réseau d'assainissement est potentiellement élevée. Les systèmes individuels d'assainissement sont estimés moins efficaces. L'abattement des concentrations en bactéries après passage en fosse septique est compris entre 10 et 10^2 (Derolez, 2003). La grande majorité des installations d'assainissement autonome rejettent leurs effluents par infiltration dans le sol. Pour la communauté de communes Royan Atlantique, située sur la rive gauche de la Seudre, 7% des logements disposent d'installations d'assainissement autonome (CARA, 2010).

Eaux pluviales d'origine urbaine

Les eaux pluviales contribuent à drainer la pollution microbiologique vers le réseau hydrographique. Les sols imperméabilisés, comme ceux des zones urbaines, empêchent l'infiltration et favorisent le ruissellement. Les surfaces contaminées et lessivées par la pluie peuvent engendrer une concentration de 10^4 *E.coli*/100 ml dans les eaux pluviales collectées en milieu urbain (Blanchet et Soyeux, 2007).

Il arrive également que des rejets d'eaux usées contaminent les réseaux pluviaux (branchements sauvages, rejet ponctuels accidentels). La plupart des rejets d'eaux pluviales ne subissent pas de traitement épuratoire, les apports de ces rejets sont donc potentiellement conséquents. Leur contribution à la contamination microbiologique de certains secteurs littoraux de Charente-Maritime est suspectée. On peut citer, par exemple, les secteurs de Ronces les Bains ou de Rivedoux.

1.2.1.2. Sources de contamination animales

Les animaux excrètent des germes d'origine fécale qui peuvent également être pathogènes pour l'homme : *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp., *Listeria monocytogenes*, ainsi que certains astrovirus et rotavirus. Le risque de portage de ces micro-organismes pathogènes peut être évalué par un suivi zoosanitaire des cheptels (Derolez, 2003), mais la proportion d'animaux porteurs sains peut être importante : 23% pour *Salmonella* spp chez les porcs et 7% chez les bovins (Dupray, 1999).

La contamination animale est principalement liée à l'élevage, cependant la faune sauvage peut également induire une pollution fécale (Gould et Fletcher, 1978).

Bâtiment d'élevage

Le ruissellement sur les sols souillés des bâtiments d'élevage peut engendrer des écoulements d'eau contaminée vers le milieu (Hooda *et al*, 2000). Pour les plus importantes structures, des normes prévoient des installations de stockage des effluents, ainsi que la collecte et le traitement des eaux de ruissellement des aires de travail (Derolez, 2003). Les élevages moins importants sont eux soumis au règlement sanitaire départemental. Les Programmes de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) prévoient désormais des aides pour la mise aux normes des exploitations les plus importantes (cheptel supérieur à 450 porcs, 70 bovins ou 20 000 volailles).

Epandage

Les épandages de lisier ont lieu principalement sur les cultures de maïs au printemps et sur les chaumes de céréales ou les prairies à l'automne. Ces sources de pollution diffuses qui peuvent entraîner un transfert des micro-organismes par ruissellement sont difficilement identifiables (Hooda *et al*, 2000). La concentration en *E.coli* des lisiers est estimée à 9.10^5 *E.coli*/g de poids sec (Bougeard *et al*, 2008).

Pour les élevages importants, soumis à la réglementation des installations classées, des règles sont fixées par l'arrêté 08/01/1998. L'épandage sur des sols de forte pente, gelés, ou en cas de forte pluviométrie est interdit. La proximité des zones conchylicoles ou de baignade est également prise en compte par cette interdiction.

1.2.1.3. Inventaire des principales sources de contamination du bassin versant de la Seudre

Cet inventaire partiel est basé sur les données disponibles concernant les stations d'épuration et les Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE).



Carte 1 : Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE) et stations d'épuration sur le bassin versant de la Seudre.

1.2.2. Le devenir des micro-organismes d'origine fécale dans le milieu littoral

Les bactéries et virus, en arrivant sur le littoral, vont être plus ou moins dilués selon les conditions hydrodynamiques rencontrées. Les côtes sont parcourues par des mouvements d'eau liés à la marée et aux apports des bassins versants, l'ensemble conduisant à la dispersion des micro-organismes. La dilution est plus importante lorsque le rejet a lieu dans une zone exposée aux courants, alors qu'elle est plus faible en milieu fermé.

Une partie importante de ces micro-organismes est associée à des particules. Ils vont alors sédimenter sur des fonds vaseux plus propices à leur survie. Ils pourront être éventuellement remis en suspension lors des marées, des tempêtes ou des opérations de dragage.

Les eaux marines constituent un milieu défavorable à la survie des bactéries et virus d'origine fécale. Ils vont subir les conditions stressantes de cet environnement : la salinité, la lumière solaire, l'effet de la prédation et de la température. Les bactéries d'origine fécale vont, de plus, être sensibles à la compétition avec les bactéries naturellement présentes dans ce milieu et le manque de nutriment.

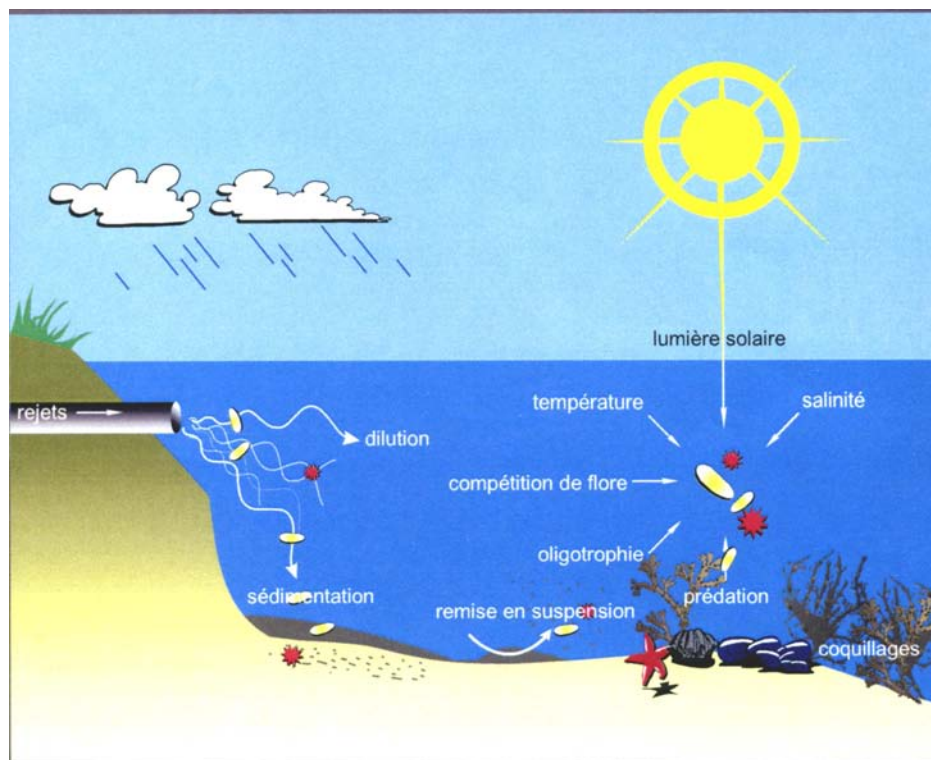


Figure 2 : Devenir en mer des micro-organismes d'origine fécale.

Le devenir des micro-organismes d'origine fécale dans le milieu marin est généralement évalué par le T90, soit le temps nécessaire pour que 90 % d'entre eux ne soient plus détectés par les techniques classiques. Ce paramètre permet ainsi de comparer leur décroissance dans des sites très différents. Il

va varier, de façon sensible, selon le micro-organisme et les conditions environnementales rencontrées. La lumière solaire est souvent un des facteurs ayant le plus d'impact sur cette décroissance. L'augmentation de la température et de la salinité sont également favorables à la décroissance du T90.

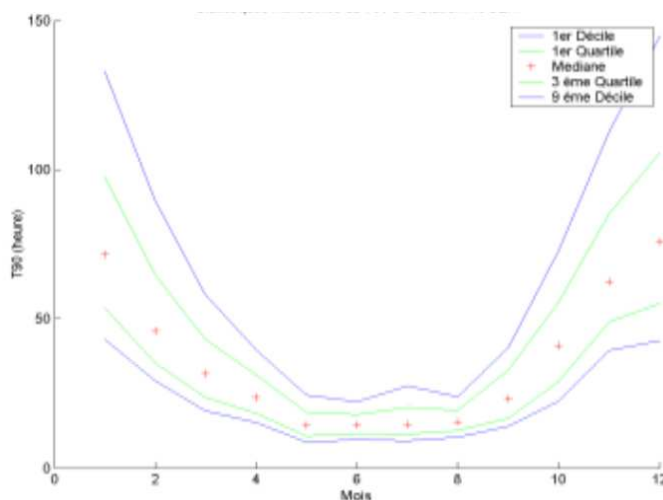
<i>Température</i>	<i>Bactéries</i>	<i>Virus</i>
6°C	2-5 jours	10-30 jours
20°C	5-35 heures	10-12 jours

Tableau 3 : T90 en milieu marin (estimations).

On remarque que les T90 des bactéries sont plus courts que ceux des virus. Cette différence entraîne des difficultés à évaluer les risques de contamination viraux avec des indicateurs bactériens comme *E.coli*.

Un modèle biologique (Guillaud *et al*, 1997) reliant le T90 d'*E.coli* à l'intensité lumineuse, la teneur en matière en suspension et la profondeur de la colonne d'eau a été employé pour évaluer les statistiques du T90 sur le bassin de Marennes-Oléron. Pour cela, des données de suivi hydrologique et des données du rayonnement solaire journalier de Météo France ont été utilisées.

Au point Auger, le plus proche de la sortie de l'estuaire de la Seudre, les statistiques mensuelles du T90 varient entre 10 et 150 heures selon les conditions hydrologiques et météorologiques. Les T90 les plus faibles sont obtenus en été, et les plus élevés en hiver.



Graphique 3: Statistiques mensuelles du T90 d'*Escherichia coli* (en heures) calculées sur la période 1989-2004 dans le Bassin de Marennes-Oléron à la station Auger (Stanisière *et al*, 2006).

1.2.3. L'accumulation dans les coquillages

L'accumulation des bactéries chez les bivalves résulte de processus physiologiques complexes principalement liés aux activités de filtration et de nutrition. Chez l'huître et la moule le filtre branchial permet une rétention efficace de particules inférieures à 1 μm de diamètre (Molenberg et Riisgard, 1978). Les micro-organismes présents en suspension dans l'eau environnante sont donc filtrés au travers du filtre branchial, puis sont ensuite en partie digérées. Les bactéries non-digérées sont ensuite rejetées via les fécès. L'accumulation de bactéries est étroitement liée aux taux de filtration, de rétention et d'ingestion des germes par le coquillage. Tous ces processus sont par ailleurs étroitement conditionnés par divers facteurs environnementaux et physiologiques. Les plus influents sont la température, la salinité, la concentration en MES et la physiologie des individus.

Le facteur d'enrichissement traduit le niveau de concentration des germes dans le coquillage par rapport à leur concentration dans le milieu. Il est défini par le rapport entre la concentration bactérienne à l'équilibre cinétique dans le coquillage et la concentration bactérienne de l'eau (Cabelli et Hefferman, 1970). Le facteur d'enrichissement d'*Ecoli* apparaît extrêmement variable en fonction des conditions, il est compris 1 et 30 chez *Mytilus edulis* et *Crassostrea gigas* (Plusquellec, 1986).

1.3. Les conséquences pour l'activité conchylicole

Les huîtres sont consommés depuis l'Antiquité, mais c'est avec le développement de la culture des huîtres au 18^{ème} siècle, et après l'organisation de l'activité, que vont apparaître les premières règles en matière de salubrité des coquillages.

A la fin du 19^{ème} siècle, les premiers soupçons de cas de fièvre typhoïde liés à la consommation de coquillages apparaissent. Rapidement, le lien entre la qualité sanitaire des coquillages et celle de l'eau a été établi. Les professionnels et les pouvoirs publics prirent alors conscience de la nécessité de prendre des mesures de salubrité afin de protéger les consommateurs et de préserver l'activité économique. En France, c'est en 1918 que le premier organisme d'état, l'Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes (OSTPM), est créé et chargé d'assurer un contrôle sanitaire. Ce contrôle a d'abord concerné les établissements, puis les zones d'élevage. Par la suite, le contrôle de la qualité sanitaire de la production conchylicole va devenir de plus en plus réglementé.

1.3.1. La réglementation sanitaire

Le décret du 20 août 1939 introduit pour la première fois la notion de classement en zones salubres et non-salubres. Ce décret « *marque un réel progrès en ce qui concerne la salubrité des coquillages [...]. Depuis son application, en France, il n'est plus question d'épidémies de fièvres typhoïdes coquillières et l'étiquette de salubrité donne au consommateur une garantie efficace* » (Lambert, 1950).

Cette notion de classement des zones d'élevage prend en compte la qualité des eaux des sites de production comme critère de sécurité sanitaire. Ce principe est toujours la base de la réglementation sanitaire actuelle. Aujourd'hui, les textes en vigueur sont les quatre règlements européens (882/2004, 852/2004, 853/2004 et 854/2004) du « paquet hygiène ». Les zones sont classées par arrêté préfectoral en quatre catégories (A,B,C ou D) sur la base de résultats microbiologiques (*E.coli*) et chimiques (cadmium, plomb et mercure). Les coquillages originaires de zones classées A peuvent être commercialisés directement. Ceux issus de zones B et C doivent faire l'objet d'une purification ou d'un reparcage de longue durée. En zone D, la commercialisation est interdite. Ponctuellement, en cas d'épisodes de contamination dépassant les seuils microbiologiques autorisés, les zones peuvent faire l'objet de fermetures provisoires.

L'application de la réglementation sanitaire induit donc des conséquences économiques pour la conchyliculture en cas de déclassement ou de fermeture provisoire des zones de production.

1.3.2. Le cas de la Seudre

La qualité microbiologique de la Seudre se dégrade ces dernières années. D'importants épisodes de contamination ont donné lieu à deux interdictions temporaires de commercialisation des coquillages. Cette dégradation a abouti en 2010 au déclassement administratif de A en B de la partie amont de l'estuaire. Sur la partie classée B, la production conchylicole est faible. L'enjeu principal est donc l'alimentation en eau des claires et des établissements.

Les claires font l'objet d'un classement indépendant de celui de l'estuaire, et sont actuellement classées A. Mais la dégradation de la qualité des eaux de l'estuaire engendre également un risque de déclassement des zones de production en claires.

2. Le Bassin Versant de l'estuaire de la Seudre et la qualité microbiologique de ses eaux

2.1. Le bassin versant de l'estuaire de la Seudre

2.1.1. Périmètre du bassin versant

La totalité du bassin versant s'étend sur 730 km² en Charente-Maritime et est encadré par le bassin versant de la Charente au Nord et celui de la Gironde au Sud. D'une longueur totale de 64 km pour une largeur moyenne d'environ 5 km, le bassin versant est particulièrement étroit. Depuis le 19^{ème} siècle, l'écluse de Ribérou sur la commune de Saujon, constitue le point de salure artificiel du cours principal. Cet ouvrage sépare la Seudre continentale (44 km) de la Seudre estuarienne (20 km).

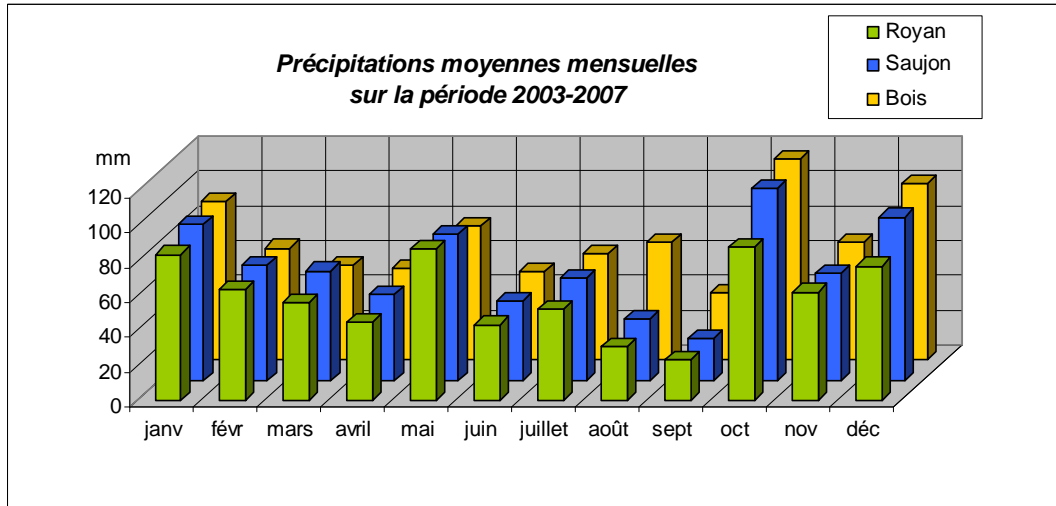
Le fonctionnement hydrologique de la partie fluviale est, en grande partie, soumis à la circulation karstique. On peut ainsi définir deux périmètres différents du bassin versant : un bassin topographique et un bassin hydrogéologique. Pour l'étude, nous utiliserons les caractéristiques topographiques pour définir le bassin versant.



Carte 2 : Bassin versant de la Seudre et communes incluses dans le périmètre.

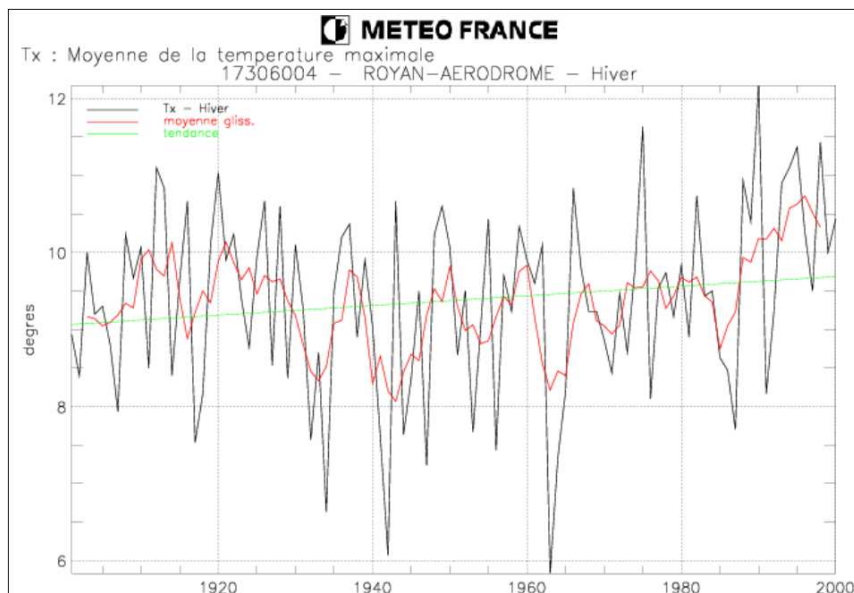
2.1.2. Caractéristiques climatiques

Le bassin versant est soumis à un climat tempéré océanique. La pluviométrie moyenne annuelle est de 800 mm et diminue de l'amont vers l'aval : 838 mm à Bois, 779 mm à Saujon et 718 mm à Royan (Période 2003-2007).



Graphique 4 : Pluviométrie mensuelle sur la période 2003-2007 (Sage Seudre, Météo-France).

Les précipitations maximales sont observées entre octobre et janvier. La période la plus sèche est comprise entre juin et septembre. Les chroniques des mesures de température à Royan indiquent une hausse des moyennes hivernales d'environ 0,5°C sur le siècle dernier.



Graphique 5 : Evolution des températures à la station de Royan de 1900 à 2000 (Sage Seudre, Météo-France).

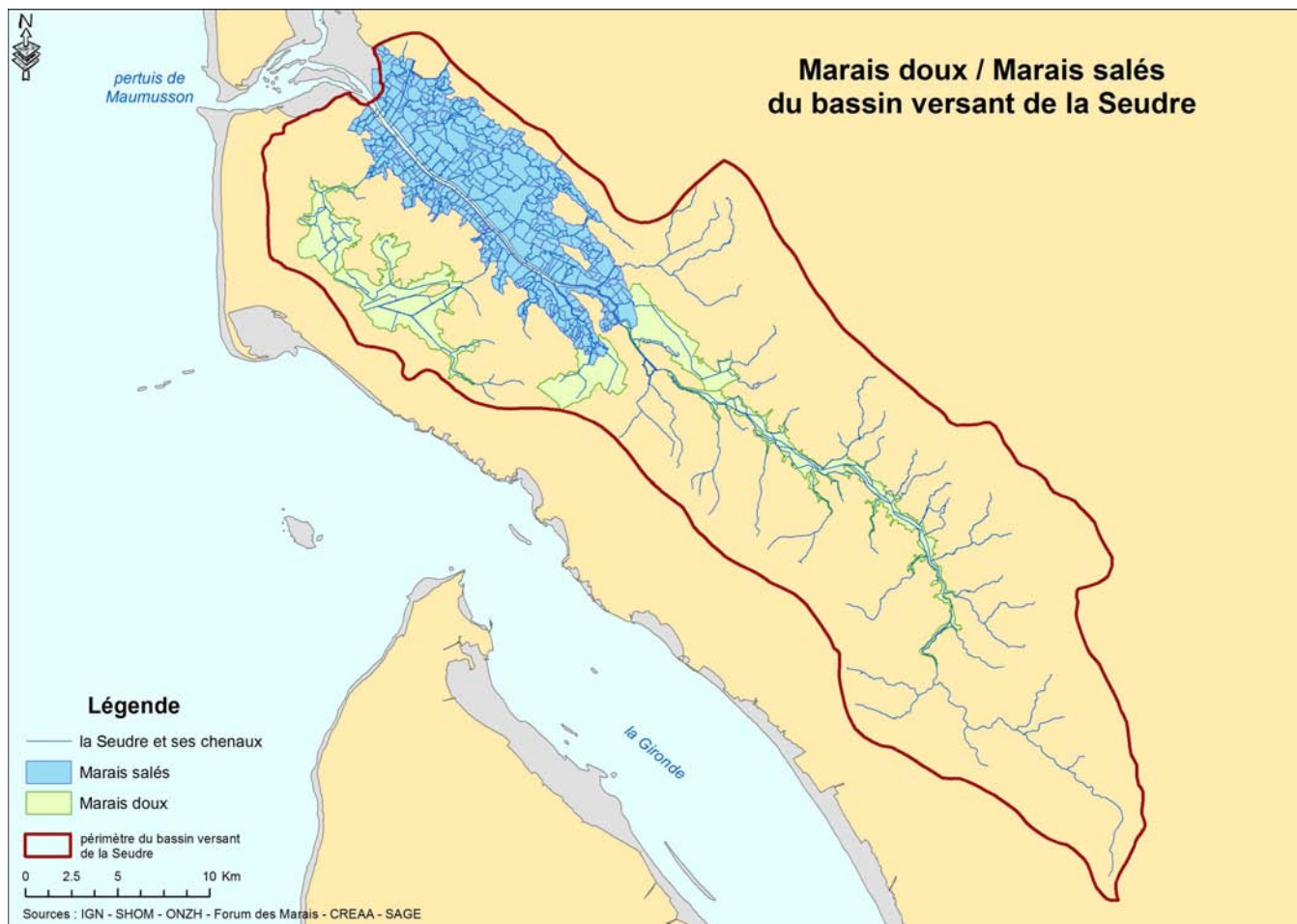
Cette tendance, si elle se poursuivait, pourrait induire une consommation accrue d'eau pour l'irrigation et accentuer la pression sur la ressource hydrique du bassin versant de la Seudre.

2.1.3. Fonctionnement hydrologique

La Seudre est connectée à de grandes superficies de zones humides. Les différents usages de ces marais (ostréiculture, fossés à poissons et agriculture) ont façonné un réseau hydraulique complexe au fonctionnement plus ou moins artificiel.

On distingue les marais alimentés par de l'eau douce (marais doux), de ceux alimentés par des eaux saumâtres (marais salés). Les marais doux sont essentiellement l'objet d'un usage agricole, alors que les marais salés sont principalement à vocation ostréicole.

Le fonctionnement hydraulique de ces marais est régulé par des ouvrages. Sur le lit principal de la Seudre, l'écluse de Saujon régule les écoulements d'eau douce en provenance de la partie fluviale. Un chenal, reliant la Charente à la Seudre, est également régi par des ouvrages hydrauliques. Les apports d'eau douce à l'estuaire sont donc dépendants de la gestion des ouvrages.



Carte 3 : Marais doux et marais salés sur le bassin versant de la Seudre.

La Seudre continentale

La Seudre prend sa source sur les communes de Saint-Genis-Saintonge et de Plassac. De Plassac à Saint-André-de-Lidon, le lit a été recalibré. De Saint-André-de-Lidon à Saujon, on trouve un tracé aux chenaux multiples, issu d'un aménagement datant du début du 20^{ème} siècle. Ce tracé est formé par le lit actuel de la Seudre et par celui de la « vieille Seudre » qui subsiste et reste partiellement alimenté en eau.

Le débit de la Seudre continentale est mesuré à Saint-André-de-Lidon, à 17 km en amont de Saujon.

LA SEUDRE à SAINT-ANDRE-DE-LIDON [PONT DE ST ANDRE]

Code station : S0114011 Bassin versant : 236 km²

Producteur : DDE de la Charente-Maritime E-mail :

SYNTHESE : données hydrologiques de synthèse (1970 - 2008)
Calculées le 01/05/2008 - Intervalle de confiance : 95 % - utilisation des stations antérieures

écoulements mensuels (naturels)

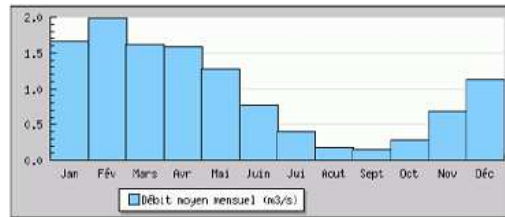
données calculées sur 39 ans

	janv.	fév.	mars	avr.	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.	Année
Débites (m ³ /s)	1.660 #	1.990 #	1.610 #	1.580 #	1.280 #	0.775 #	0.404 #	0.183 #	0.153 #	0.287 #	0.679 #	1.130 #	0.971
Qsp (l/s/km ²)	7.0 #	8.4 #	6.8 #	6.7 #	5.4 #	3.3 #	1.7 #	0.8 #	0.6 #	1.2 #	2.9 #	4.8 #	4.1
Lame d'eau (mm)	18 #	21 #	18 #	17 #	14 #	8 #	4 #	2 #	1 #	3 #	7 #	12 #	130

Qsp : débits spécifiques

Codes de validité :

- (espace) : valeur bonne
- ! : valeur reconstituée par le gestionnaire et jugée bonne
- # : valeur estimée (mesurée ou reconstituée) que le gestionnaire juge incertaine



modules interannuels (loi de Gauss - septembre à août)

données calculées sur 39 ans

module (moyenne)	fréquence	quinquennale sèche	médiane	quinquennale humide
0.971 [0.791; 1.150]	débites (m ³ /s)	0.490 [0.260; 0.680]	0.980 [0.750; 1.300]	1.500 [1.300; 1.800]

basses eaux (loi de Galton - juillet à juin)

données calculées sur 39 ans

fréquence	VCN3 (m ³ /s)	VCN10 (m ³ /s)	QMNA (m ³ /s)
biennale	0.036 [0.022; 0.059]	0.044 [0.028; 0.070]	0.070 [0.046; 0.110]
quinquennale sèche	0.009 [0.005; 0.015]	0.012 [0.007; 0.020]	0.022 [0.013; 0.034]

crues (loi de Gumbel - septembre à août)

données calculées sur 37 ans

fréquence	QJ (m ³ /s)	QIX (m ³ /s)
biennale	4.000 [3.300; 4.900]	4.400 [3.700; 5.300]
quinquennale	7.000 [6.000; 8.600]	7.500 [6.500; 9.200]
décennale	9.000 [7.700; 11.00]	9.600 [8.300; 12.00]
vicennale	11.00 [9.300; 14.00]	12.00 [10.00; 15.00]
cinquantiennale	13.00 [11.00; 17.00]	14.00 [12.00; 18.00]
centennale	non calculé	non calculé

maximums connus (par la banque HYDRO)

hauteur maximale instantanée (cm)	223	21 décembre 1982 16:45
débit instantané maximal (m ³ /s)	23.80 #	1 décembre 1982 00:00
débit journalier maximal (m ³ /s)	23.20 #	21 décembre 1982

Tableau 4 : Débit de la Seudre à Saint-André de Lidon de 1970 à 2008 (Sage Seudre).

Le débit moyen sur 39 ans (1970-2008) est de 0.98 m³/s avec un maximum en février (1.99 m³/s) et un minimum de 0.15 m³/s en septembre. Ces débits sont donc très faibles et le minimum est atteint en fin d'été et en début d'automne. On observe depuis 1985 des périodes « d'assecs » plus longues et plus précoces dans la saison.

Les Marais doux

Ils sont principalement situés en rive gauche de la Seudre et sont isolés des eaux saumâtres par des digues ou une altitude suffisamment élevée. Le fonctionnement hydraulique est assuré par un réseau complexe de canaux et fossés, voir d'installation de drainage. Historiquement ces marais étaient principalement dédiés à l'élevage extensif mais deviennent également utilisés pour les cultures céréalières.

Le principal marais doux est celui d'Arvert-Saint-Augustin, avec 1700 ha, il représente à lui seul 9% du sous bassin estuarien de la Seudre. Les autres marais sont ceux de La Tremblade, Saujon-Saint Sulpice, Dercie-La Pallud.

Les exutoires de ces marais sont tous associés à des ouvrages (clapets, vannes, déversoirs ou stations de pompage). Ils sont utilisés pour gérer les niveaux d'eau douce en amont et empêcher les remontées d'eau saumâtre.

Les Marais salés

La Seudre est bordée par environ 8500 ha de marais alimentés en eau salée et représente le plus grand ensemble français de marais maritime. La rive droite de l'estuaire représente 75% de la superficie totale.

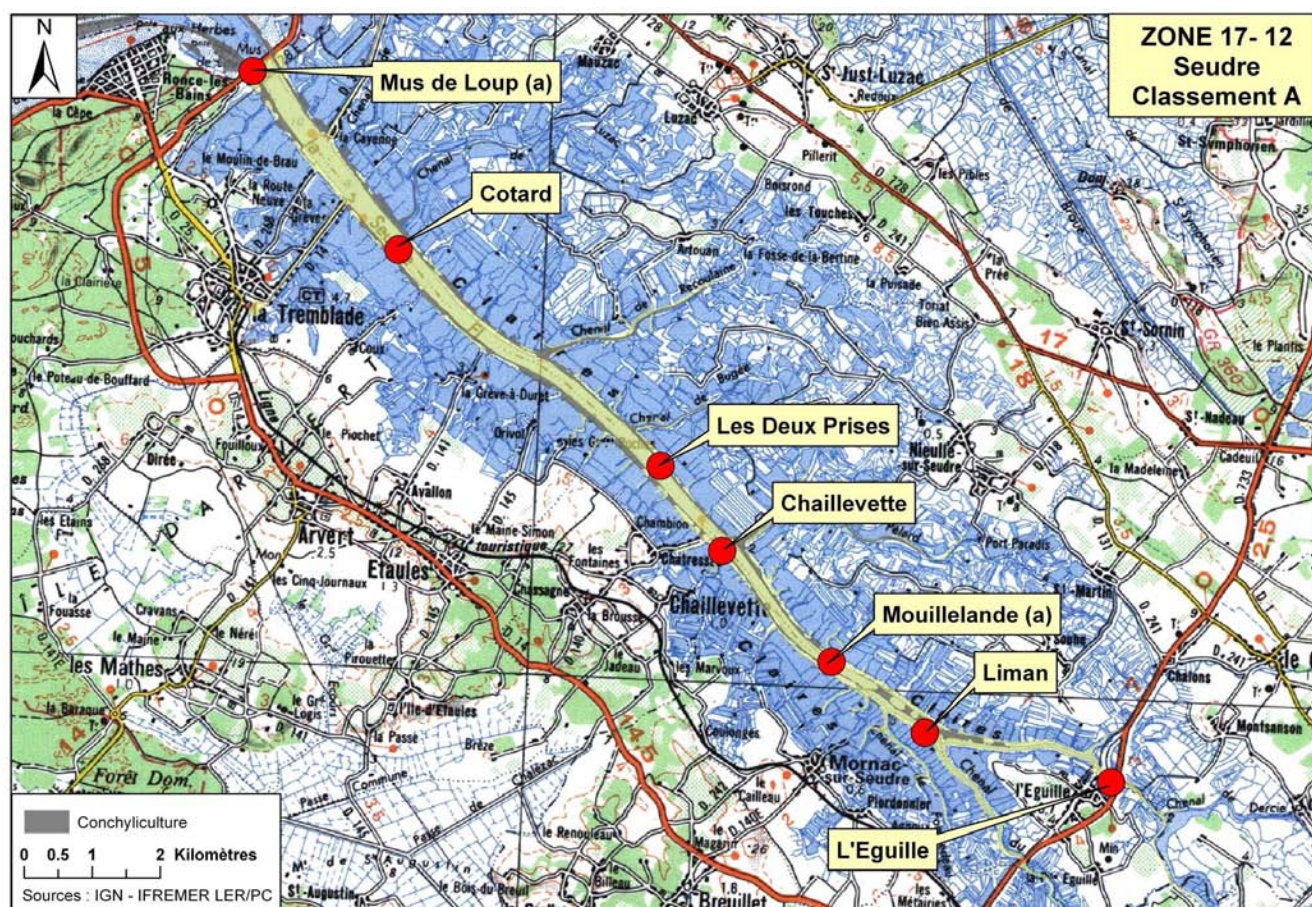
Les vasières parcourues de chenaux ont fait l'objet d'une succession d'aménagements découlant des usages historiques du secteur : la saliculture à partir du 7^{ème} siècle, la pisciculture (fossés à poissons) au 12^{ème}, et l'ostréiculture au 17^{ème}.

Dès le 17^{ème}, les premières claires ont été creusées. Aujourd'hui, l'affinage est toujours la spécificité ostréicole de l'estuaire. On distingue les zones de claires dites de « sartières » qui sont submergées par la marée et les zones de claires endiguées dont l'alimentation est assurée uniquement par les chenaux. Actuellement l'usage est majoritairement ostréicole et seules les terres hautes conservent une activité agricole.

Le réseau de chenaux naturels et artificiels est soumis à l'influence de la marée, il reçoit également des apports d'eau douce par l'intermédiaire de leur bassin versant. Les chenaux sont donc exposés à des phénomènes de stratification, d'intensité variable, entre eau douce et salée.

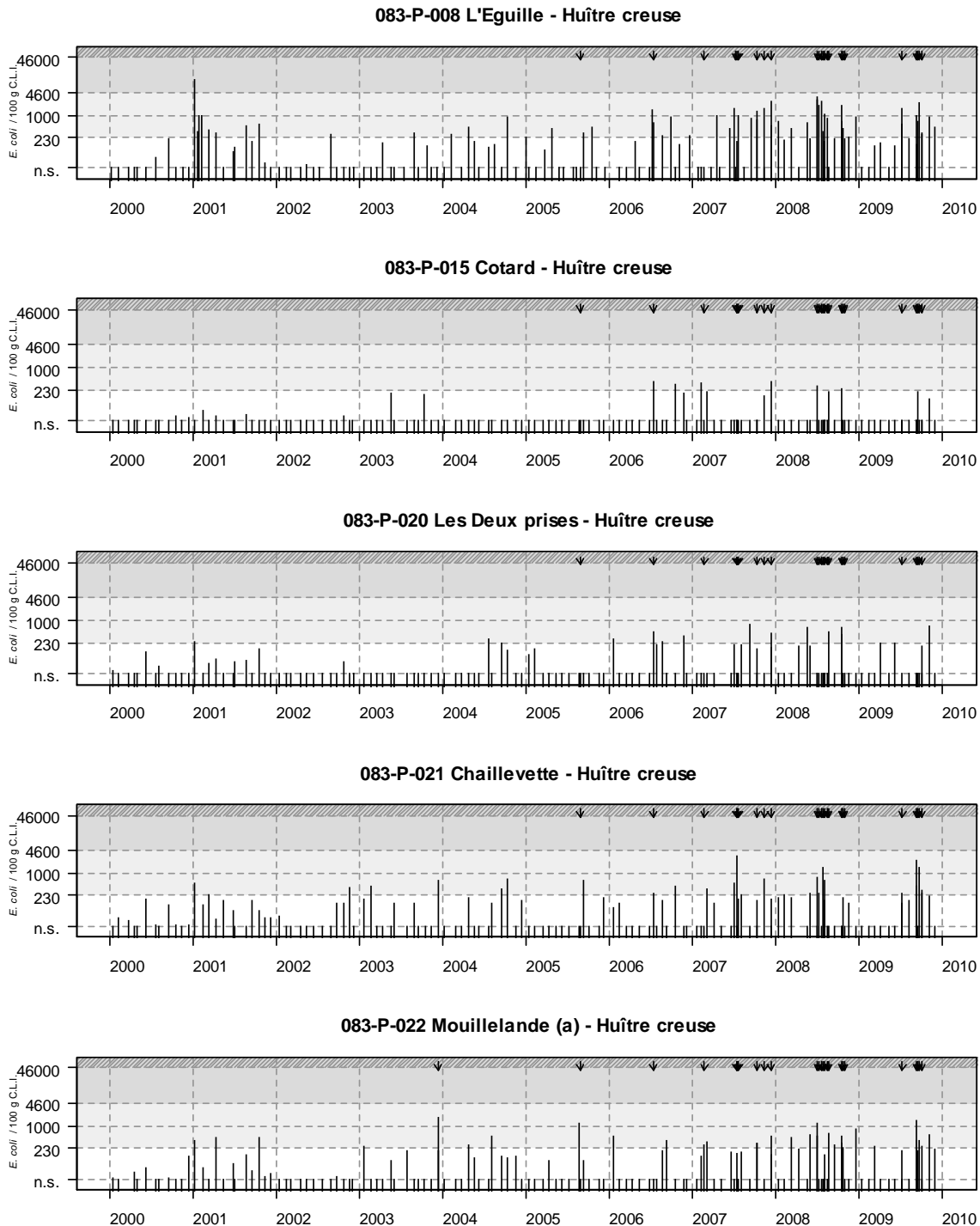
2.2. Bilan de la qualité bactériologique de l'estuaire de la Seudre

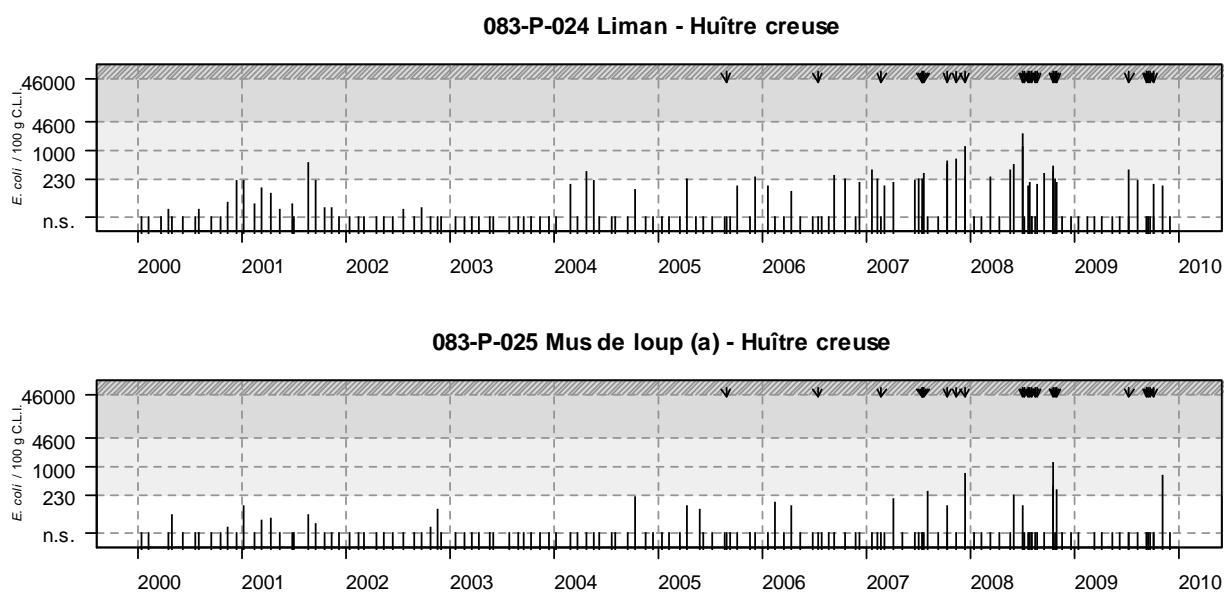
Les seules données disponibles concernant la qualité microbiologique de l'estuaire proviennent du Réseau de surveillance Microbiologique des zones de production conchylicole (REMI). Ces données permettent d'évaluer les niveaux de contamination microbiologique des coquillages, et sont utilisées par l'administration pour mettre à jour le classement sanitaire. Les sept points de prélèvement sont échantillonnés et suivis depuis plus de dix ans par l'Ifremer. Ce suivi est basé sur des dénombrements d' *E.coli* dans des huîtres (*Crassostrea gigas*).



Carte 4 : Points de prélèvement du réseau REMI sur l'estuaire de la Seudre.

Les graphiques suivants représentent les résultats obtenus sur ces points de suivi lors des dix dernières années. Les résultats sont exprimés en nombre d'*E.coli* pour 100 g de Chair et de liquide intervalvaire.





*Graphique 6 : Résultats REMI obtenus sur les points de suivi de l'estuaire de la Seudre
(Bulletin de la Surveillance 2010).*

On observe une augmentation des niveaux de contamination en *E.coli* sur les dernières années et notamment depuis 2006. On note d'ailleurs, sur la période 2006-2010, une densité importante de prélèvements supplémentaires réalisés suite à des dépassements du seuil d'alerte défini pour la zone (prélèvements signalés par des flèches en haut des histogrammes).

Les points situés le plus en amont de l'estuaire semblent présenter les niveaux de contamination les plus élevés (L'Eguille, Liman, Mouillellande et Chaillevette). C'est le point le plus en amont (l'Eguille) qui présente les épisodes de contamination les plus intenses et les plus fréquents. Sur ce point, le niveau maximal de contamination atteint sur les dix dernières années est supérieur à 10 000 *E.coli*. A titre de comparaison, le niveau de contamination à ne pas dépasser pour la consommation directe des coquillages est fixé réglementairement à 230 *E.coli*.

Une analyse des tendances sur les résultats des dix dernières années a été réalisée. L'analyse de la tendance est représentée par le résultat du test non-paramétrique de Mann-Kendall. Le test permet de conclure, avec un risque d'erreur de 5%, à l'existence d'une tendance monotone croissante ou décroissante.

Nom du point	Tendance générale
L'Eguille	↗
Cotard	→
Les Deux prises	→
Chaillevette	→
Mouillelande (a)	→
Liman	→
Mus de loup (a)	→

↗ tendance croissante, ↘ tendance décroissante, → pas de tendance significative (seuil 5%).

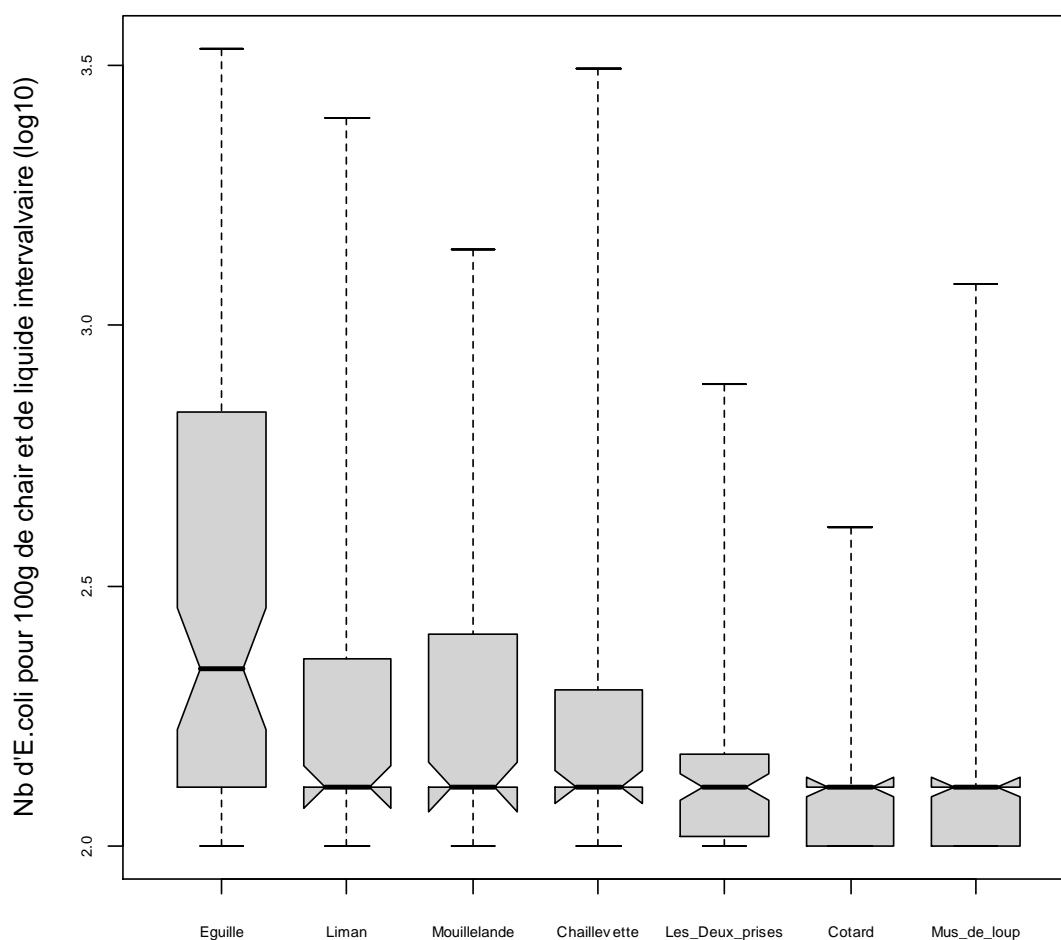
Tableau 5 :Analyse des tendances par point de suivi sur les 10 dernières années (Bulletin de la Surveillance 2010).

On observe une tendance significative à l'augmentation des niveaux de contamination sur le point l'Eguille. Sur les autres points de prélèvement, aucune tendance significative n'est détectée.

Les niveaux de contamination des coquillages de l'estuaire de la Seudre sont élevés. De plus, il existe une tendance significative à l'augmentation des niveaux de contamination sur la partie amont des zones de production conchylicole. Cette tendance à la dégradation de la qualité semble essentiellement due aux résultats obtenus depuis 2006.

Niveaux de contamination

Le graphique suivant représente la dispersion des résultats de dénombrements d'*E.coli* obtenus par point de suivi sur la période 2006-2010. Les résultats sont transformés en log10, puis présentés sous la forme de boîtes à moustaches. Les graphiques sont ordonnés en fonction du positionnement amont/aval des points de suivi.



Graphique 7 : Résultats par point de suivi sur la période 2006-2010.

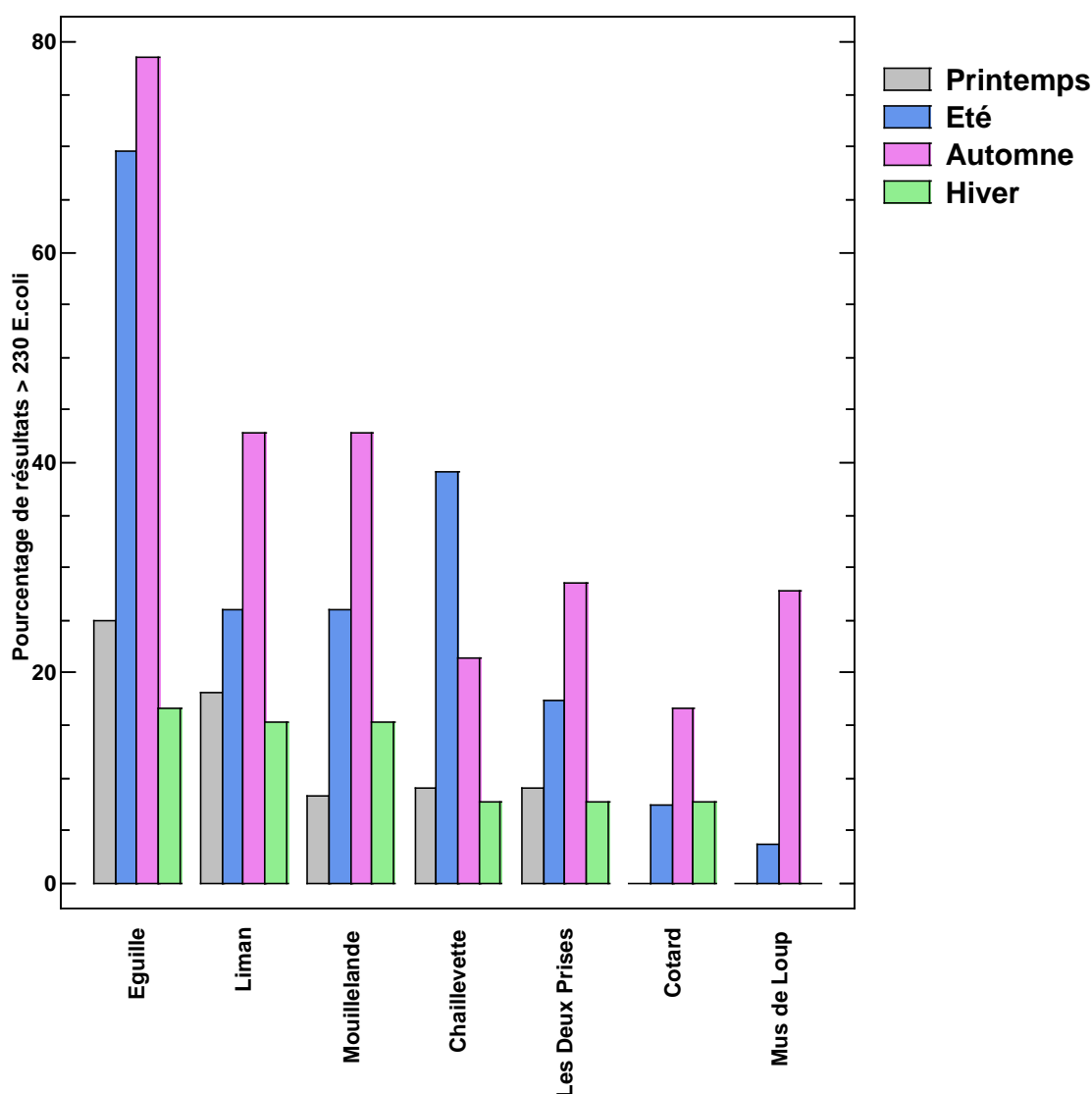
Les médianes sont toutes égales à l'exception du point l'Eguille. L'égalité des médianes est un effet artificiel du seuil de détection de la méthode de dénombrement des *E.coli*. Ce seuil est de 100 *E.coli* (2 log10) sur une partie de la période et de 130 *E.coli* (2.11 log10) sur le reste de la période. Le nombre important de résultats inférieurs au seuil de détection de la méthode ne permet donc pas de comparer les médianes entre elles. Afin de comparer la distribution des résultats, on se concentrera donc sur l'intervalle défini par la médiane et le troisième quartile, ainsi que sur les valeurs maximales.

A l'exception des points Chaillevette et Mus De Loup, l'étendue des intervalles entre la médiane et le troisième quartile ainsi que les valeurs maximales indiquent globalement un gradient des niveaux de contamination. Ce gradient, décroissant de l'amont vers l'aval, pose l'hypothèse d'un flux de contamination en provenance de l'amont du point l'Eguille.

Les valeurs maximales à Chaillevette et à Mus de Loup ne suivent pas ce gradient, on peut supposer que ces points sont également exposés à d'autres sources de contamination secondaires et dont l'impact sur l'estuaire serait plus localisé.

Saisonnalité de la contamination

Afin d'évaluer la saisonnalité de la contamination de l'estuaire, les pourcentages de dépassement du seuil de 230 *E.coli* par saison et par point de prélèvement sont présentés dans l'histogramme suivant. Ce seuil correspond à la limite fixée réglementairement pour une consommation directe des coquillages. Les saisons sont calculées selon les dates suivantes : 21 mars, 22 juin, 23 septembre et 21 décembre.



Graphique 8 : Histogramme des pourcentages de dépassement du seuil de 230 *E.coli*/100 g de chair et de liquide intervalvaire par point de suivi REMI et par saison, période 2006-2010.

L'automne et l'été sont les saisons où l'on observe le plus régulièrement des dépassements du seuil de 230 *E.coli*. Le point Chaillevette présente une contamination principalement estivale alors que sur les autres points, les plus fortes fréquences de dépassement du seuil sont observées en automne.

Les profils de saisonnalité de la contamination sont donc comparables sauf sur le point Chaillevette qui présente une saisonnalité différente.

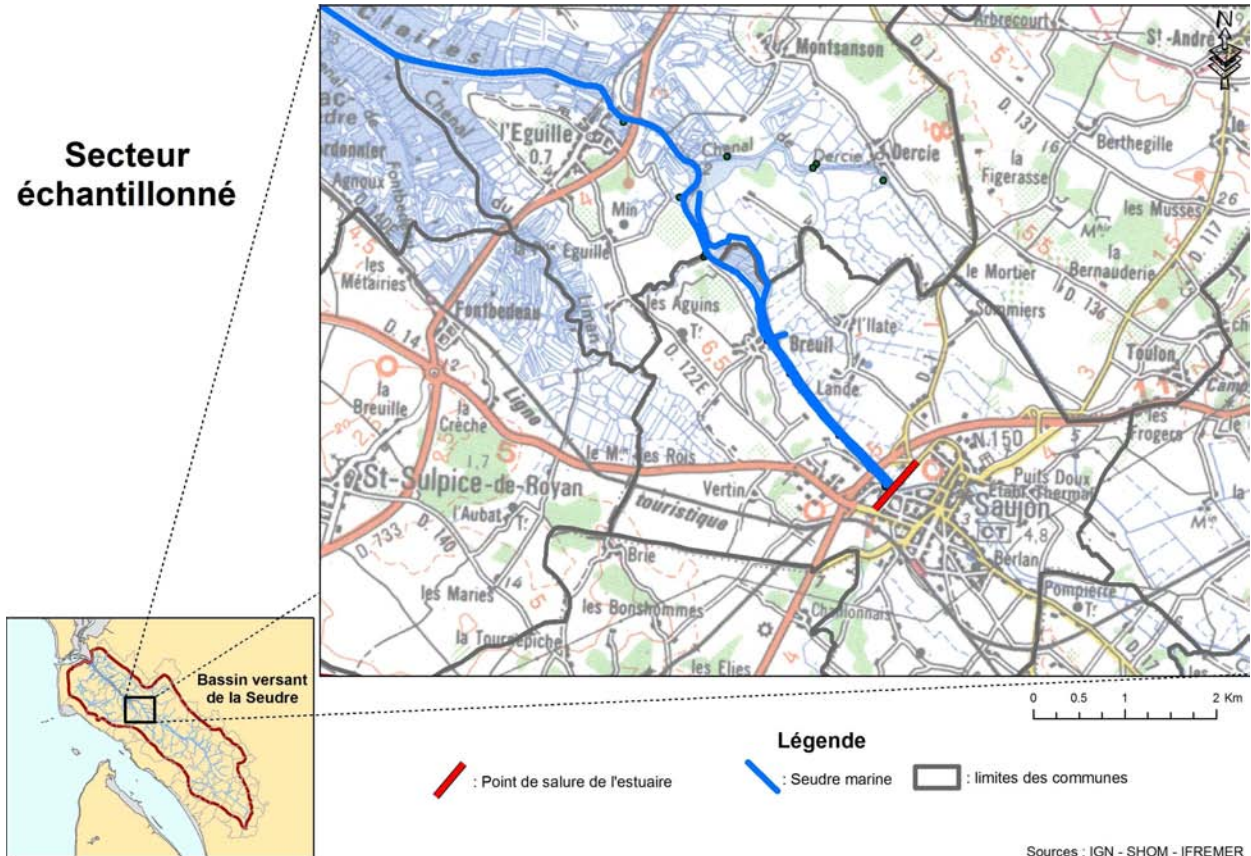
Les résultats REMI indiquent que le secteur amont de l'estuaire est plus contaminé. Par ailleurs, il existe un gradient de l'amont vers l'aval des niveaux de contamination. Et enfin, le point REMI situé le plus amont est le seul à présenter une tendance significative à l'augmentation des niveaux de contamination. Il semble donc que le secteur situé en amont de l'Eguille soit le plus exposé aux contaminations. C'est donc sur ce secteur que se concentrera la campagne d'échantillonnage.

3. Matériel et méthodes

Généralement les variations de la concentration en *E.coli* restent mal appréciées tant que les facteurs causaux n'ont pas été étudiés. Or il existe peu d'informations sur l'origine des contaminations de l'estuaire.

La quantification des flux de contamination fécale (*E.coli*) issus des sous bassins versants est une méthode privilégiée notamment par les directives « Eaux de baignade » et « Eaux conchylicoles » pour prendre des mesures de gestion. La quantification des flux permet d'évaluer les contributions des sous-bassins versants, et donc de hiérarchiser les secteurs du bassin versant qui devront faire l'objet d'efforts d'aménagement ou de réduction de la pollution à la source.

L'analyse des données de surveillance microbiologique a permis d'identifier un flux principal issu de l'amont du point REMI l'Eguille. Compte tenu de ces résultats, la caractérisation de la contamination se concentrera donc sur ce secteur de l'estuaire et sur les flux issus des exutoires identifiés. Cette portion de l'estuaire, d'environ cinq kilomètres de long, reçoit à Saujon les eaux du sous bassin versant de la Seudre continentale, et sur ses rives, celles de nombreux sous bassins-versants de faibles dimensions.



Carte 5 : Secteur d'échantillonnage.

3.1. Choix de la méthodologie

Il existe de nombreuses approches pour caractériser la contamination fécale des bassins versants, ces méthodes dépendent en grande partie des caractéristiques du site.

Pour le secteur de l'estuaire ciblé, l'ensemble des écoulements issus des sous-bassins versants est régit par des ouvrages : clapets, déversoirs ou vannes. Le calcul des débits et la quantification des flux n'est donc pas ou très difficilement réalisable par les méthodes habituelles (campagne de mesure ou modélisation). Seuls les déversoirs permettent des mesures de débit par des formules de calcul hydraulique. Pour ces ouvrages, l'occurrence des écoulements et le débit sont fonction des niveaux d'eau amont, de la marée ou de l'intervention humaine. Une méthodologie spécifique doit donc être adoptée.

Tout d'abord, les exutoires des sous bassins-versants sont recensés et localisés par des visites du site. Puis une campagne d'échantillonnage, réalisée à fréquence hebdomadaire, va permettre de suivre simultanément la contamination en *E.coli* du secteur de l'estuaire étudié et de mesurer les variations des flux issus des exutoires.

Pour évaluer les variations des flux, les débits sont évalués selon une méthodologie spécifique, puis couplés aux mesures de la concentration en *E.coli* de l'eau. Les variables ainsi obtenues ne permettent pas de mesure absolue des flux, mais sont représentatives des variations du flux issu d'un même ouvrage.

La description des résultats obtenus, et l'analyse des corrélations avec des paramètres environnementaux (pluviométrie, salinité, température, turbidité et débit) doivent permettre d'apporter de nouveaux éléments de compréhension, et de mieux cerner l'origine des contaminations.

3.1.1. Stratégie d'échantillonnage

L'échantillonnage est mené à fréquence hebdomadaire afin de disposer d'un nombre de données le plus élevé possible. Chaque semaine, la date des prélèvements est choisie aléatoirement quelle que soit le coefficient de marée. Le plan d'échantillonnage a été réalisé pendant 17 semaines successives du 20/04/2010 au 10/08/2010.

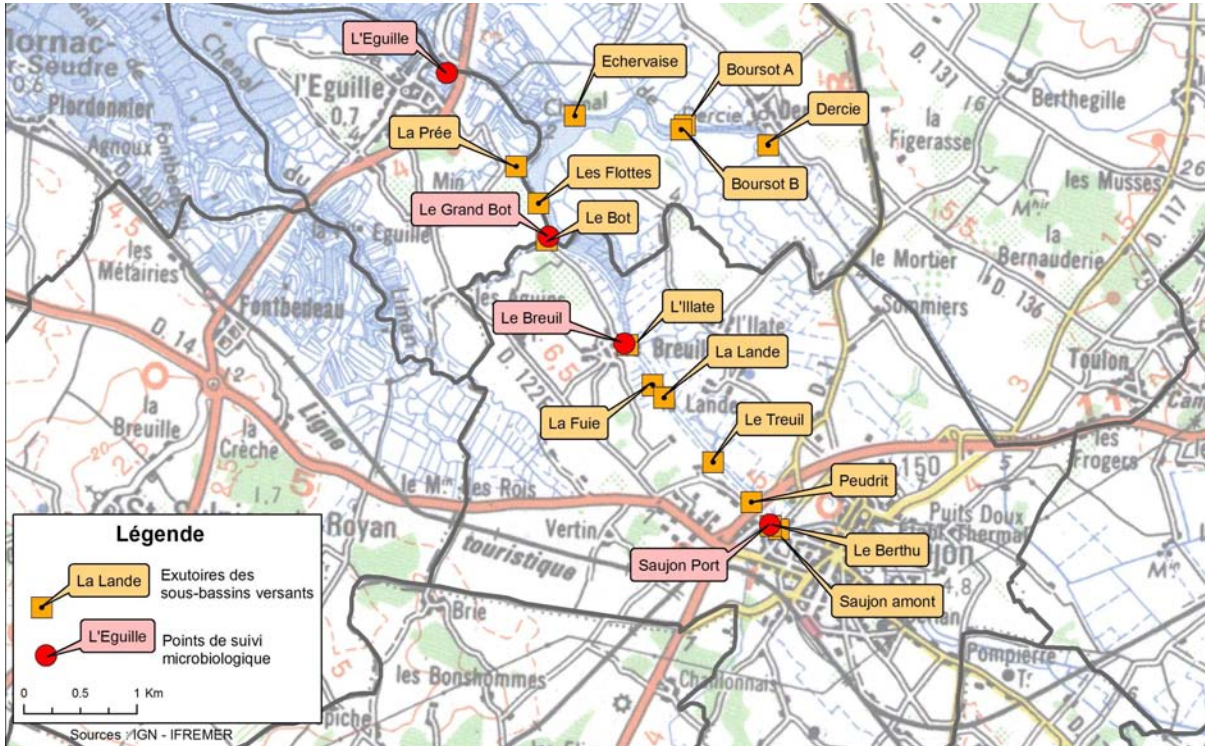
Semaine	Date	Coefficient de marée
1	20/04/2010	57
2	29/04/2010	99
3	05/05/2010	39
4	11/05/2010	63
5	19/05/2010	66
6	26/05/2010	80
7	02/06/2010	57
8	08/06/2010	47
9	15/06/2010	89
10	25/06/2010	72
11	29/06/2010	77
12	09/07/2010	56
13	12/07/2010	95
14	23/07/2010	56
15	28/07/2010	81
16	02/08/2010	51
17	10/08/2010	103

Tableau 6 : Dates des prélèvements et coefficients de marée.

Chaque série de prélèvements comporte des mesures de la concentration en *E.coli* dans l'estuaire et des évaluations des flux issus des exutoires. Les prélèvements sont réalisés dans les conditions suivantes :

- Prélèvements réalisés au plus tôt trois heures avant la marée basse et au plus tard à l'horaire de basse mer.

- Réalisation des prélèvements dans un ordre défini, afin de maintenir un décalage le plus constant possible avec l'heure de basse mer.



Carte 6 : Points de suivi de la contamination de l'estuaire et exutoires identifiés.

3.1.2. Prélèvements et mesures in situ

Prélèvements

Les prélèvements d'eau sont réalisés en surface à l'aide de flacons stériles et d'une canne de prélèvement. Les flacons de prélèvement identifiés sont immédiatement stockés en glacière réfrigérée et analysés au plus tard dans les 24 heures suivantes.

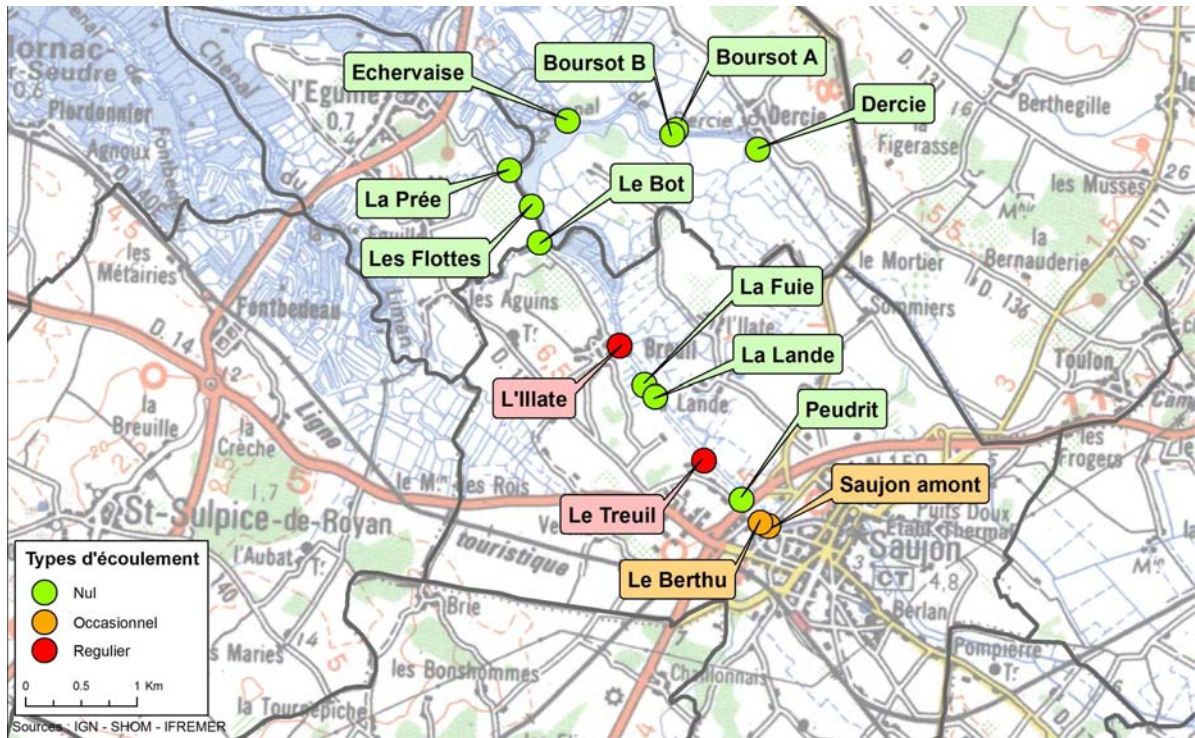
Mesures in situ

La température et la salinité sont mesurés in situ sur le point de prélèvement à l'aide d'un thermo-salinomètre de marque WTW. L'instrument fait l'objet d'un suivi métrologique, avec étalonnages pour les deux paramètres, contrôles réguliers, et calibrage si nécessaire.

3.1.3. Evaluation des flux issus des exutoires.

Identification des exutoires

Quatorze exutoires ont été inventoriés par des visites de terrain préalablement à la campagne d'échantillonnage. Ces exutoires correspondent aux points de salure artificiels formés par des ouvrages hydrauliques.



Carte 7 : Exutoires du secteur de l'estuaire étudié en fonction du type d'écoulement.

Les exutoires ont été systématiquement visités à chaque série de prélèvements. Seuls un faible nombre d'entre eux ont fait l'objet d'un écoulement occasionnel ou régulier. Les exutoires pour lesquels les flux ont été estimés sont donc : Saujon amont, le Berthu, Le Treuil et l'illate.

Estimation des flux d'*E.coli*

Les flux correspondent au débit d'eau s'écoulant des exutoires, multiplié par la concentration en *E.coli* de l'eau. On obtient ainsi une quantité d'*E.coli* par unité de temps, représentative des apports de chaque exutoire.

Les prélèvements d'eau pour évaluer la concentration en *E.coli* sont réalisés en amont des exutoires, au plus près des ouvrages. Les résultats obtenus sont transformés en log10 pour corriger la distribution asymétrique des données de dénombrements d'*E.coli*.

Les évaluations de débit varient dans leur méthodologie en fonction du type d'ouvrage ou de l'accessibilité à l'ouvrage. Pour un même ouvrage, la méthodologie fixée dès le départ a été reproduite sur toute la durée de l'étude. Quelques difficultés pratiques de terrain pour la mise en place de ces mesures de débit ont engendré des données manquantes en début de période d'échantillonnage. Trois méthodes ont été utilisées pour mesurer les débits :

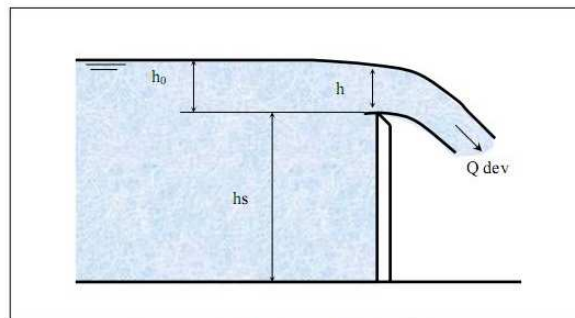
- Mesure de débit sur les déversoirs

Cette méthode de mesure a été principalement utilisée sur l'exutoire de Saujon amont (écluse du Ribérou) qui constitue l'exutoire du sous bassin versant principal (la Seudre continentale).

Le débit a été évalué selon la formule suivante :

Référence :

DUPONT J.M., 1996, *Modélisation et étude bibliographique des déversoirs d'orage*, 3^{ème} année de l'Ecole Polytechnique de Paris.



Vue en coupe du déversoir rectangulaire à seuil mince.

Abréviations :

g : accélération de la pesanteur (généralement, 9,81 m/s ²)	m : coefficient pondérateur du débit (m ³ /s)
Qdev : débit déversé	V0 : vitesse à l'amont (m/s)
h0 : hauteur de la ligne d'eau en amont par rapport au seuil (m)	L : largeur du seuil (m)
	h : hauteur de la ligne d'eau par rapport au seuil (m)
	hs : hauteur du seuil par rapport au fond (m)

Poleni :

$$Q_{dev} = mLh_0\sqrt{2gh_0}$$

Avec $V_0^2 \ll h$ (vitesse d'écoulement faible).

Figure 3 : Formule de calcul d'un débit sur un déversoir (source UNIMA).

La hauteur de la lame d'eau en amont du seuil (h_0) a été calculée par la différence entre la hauteur d'eau en amont et les réglages de hauteur du seuil du déversoir. Les réglages de hauteur du seuil du déversoir sont fournis par les services techniques de la mairie de Saujon qui gère l'ouvrage. La hauteur d'eau en amont est mesurée par la station du réseau « Vigiecrue » de Saujon. La largeur des seuils du déversoir a été mesurée et intégrée à ces calculs. Ces mesures sont représentatives du débit réel à quelques approximations près. Notamment, on considère dans ces calculs que la vitesse d'écoulement en amont de l'ouvrage est négligeable.

- Mesure de la hauteur d'eau

Ce type d'évaluation du débit a été privilégiée sur les ouvrages de type « clapets » qui disposent d'une section régulière en amont (section de type rectangulaire). En effet, les variations de la hauteur d'eau sont alors représentatives des variations de la section de la lame d'eau qui s'écoule. En revanche, la vitesse d'écoulement en amont n'est pas prise en compte.

Les hauteurs sont mesurées à l'aide d'un manche gradué en centimètres. Les mesures ont lieu en amont, sur un point fixe où est également réalisé le prélèvement d'eau associé.

- Mesure de l'ouverture des clapets

Pour cette mesure on émet l'hypothèse que la distance formée par l'ouverture des clapets représente le débit qui s'en écoule. Bien qu'approximative, cette hypothèse semble adaptée aux besoins de l'étude : la mesure des variations des débits sur un même ouvrage pendant la campagne d'échantillonnage.

La mesure est réalisée, comme le prélèvement d'eau associé, directement sur le clapet de l'ouvrage. Pour cela, on utilise une cale graduée fixée à un manche télescopique.

3.1.4. Analyses

Les échantillons d'eau ramenés au laboratoire font l'objet d'analyses bactériologiques et de mesures de la turbidité. Les analyses sont réalisées au Laboratoire Environnement Ressource des Pertuis Charentais (LER/PC) de l'Ifremer à la Tremblade.

Dénombrement des *E.coli* dans l'eau

Les analyses sont réalisées au sein de l'unité technique accréditée par le COFRAC (Comité Français d'Accréditation) pour la microbiologie alimentaire.

Les dénombrements d'*E.coli* dans l'eau sont réalisés selon la méthode NF EN ISO 9308-3, méthode de référence pour ce paramètre dans les eaux de surface et résiduaires. La méthode est basée sur le principe du Nombre le Plus Probable (NPP).

Mesure de la turbidité

Les échantillons d'eau sont analysés grâce à un turbidimètre de marque HACH selon la méthode ISO 7027. Les résultats sont exprimés en NTU (Nephelometric Turbidity Unit). L'appareil est suivi métrologiquement et des contrôles sont réalisés systématiquement à chaque série de mesures avec des étalons.

3.2. Traitements statistiques

Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide des logiciels R (version 2.4.1) et Statgraphics centurion XVI.

3.2.1. Corrélations

La corrélation permet d'étudier l'intensité de la liaison entre deux variables. Elle est mesurée par un coefficient de corrélation compris entre -1 et 1 ; plus le coefficient est proche de ces deux valeurs extrêmes plus la liaison est forte. Un coefficient de corrélation égal à 0 indique que les deux variables sont indépendantes.

Ce coefficient n'est pas sensible aux unités des variables. En revanche il est sensible aux valeurs extrêmes ou aberrantes, ainsi qu'à la distribution des variables. Pour cette raison, c'est le coefficient des rangs de Spearman qui est utilisé. Il permet de détecter des corrélations monotones, non pas entre les variables, mais entre les rangs des différentes valeurs. Il est donc moins sensible aux valeurs extrêmes. Il est également adapté aux variables dont la distribution est asymétrique, comme les résultats de dénombrement d'*E.coli*, qui ne suivent pas systématiquement une distribution normale, même après une transformation en \log_{10} .

A chaque coefficient de corrélation calculé sera associé une probabilité (ou P-value) qui indique le risque de rejeter à tort l'hypothèse nulle. En d'autres termes, il s'agit de la probabilité d'affirmer à tort qu'il existe une liaison entre les variables. La corrélation sera jugée significative si cette probabilité est inférieure à 5%.

3.2.2. Classification ascendante hiérarchique

La classification hiérarchique regroupe les objets définis par plusieurs variables selon leur similarités. La méthode permet de constituer des groupes d'objets qui sont à la fois les plus similaires possible au sein du groupe (homogènes), et les plus différenciés possible entre les groupes.

Les similarités sont définies ici par la distance entre les objets dans un espace multidimensionnel (plusieurs variables pour chaque objet). Cette distance est en général Euclidienne dans le cas de variables numériques continues.

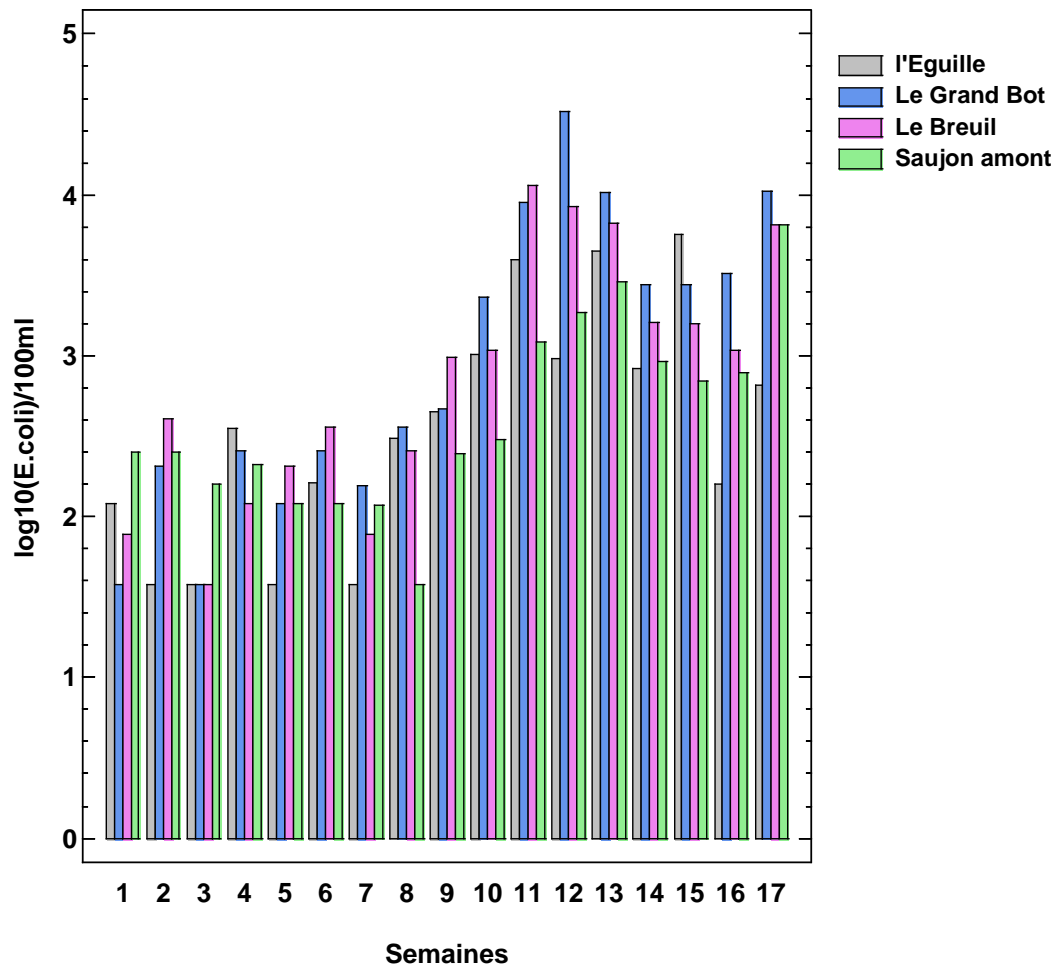
Le processus de classification est itératif. Les deux objets les plus similaires sont agrégés, puis la classe ainsi formée est successivement agrégée avec de nouveaux objets de similarité décroissante. L'agrégation entre les objets peut être réalisée selon différents critères de distance : distance

minimale, distance moyenne, ou distance maximale selon les objectifs (mise en évidence des ressemblances maximales, des « dissimilarités » maximales ou des ressemblances moyennes).

Les données utilisées sont centrées et réduites avant de calculer les distances Euclidiennes entre objets, et le critère de Ward est ensuite utilisé pour agréger les objets. Les résultats des classifications sont présentés sous forme de dendogramme.

4. Résultats

4.1. Contamination microbiologique (*E.coli*) de l'estuaire



Graphique 9 : Résultats des dénombrements d'*E.coli* dans l'eau sur les points de suivi de l'estuaire.

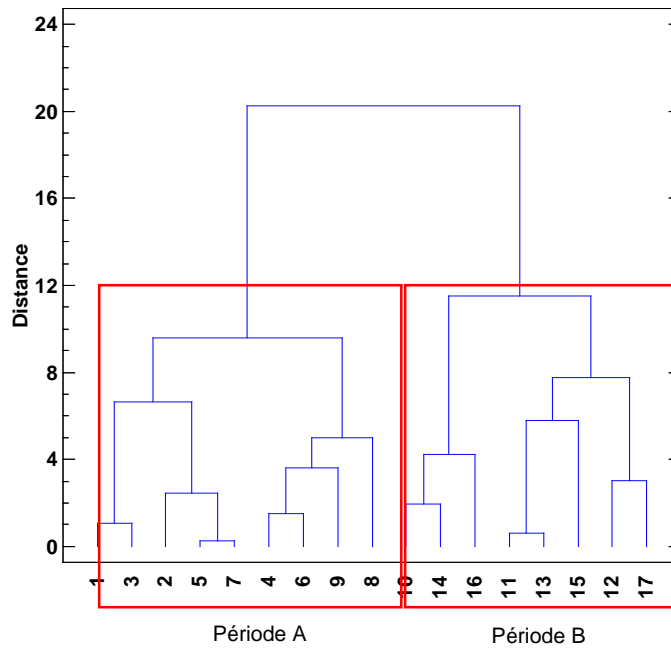
On observe graphiquement des niveaux de contamination globalement stables jusqu'à la semaine 8, ces niveaux atteignent au maximum $2,6 \log_{10} E.coli$ ($400 E.coli$).

A partir de la semaine 9, les niveaux de contamination augmentent régulièrement jusqu'à atteindre $4,52 \log_{10} E.coli$ ($32\,820 E.coli$) la semaine 12.

Entre les semaines 13 et 17, les niveaux oscillent entre $2,20$ et $4,03 \log_{10} E.coli$ (entre 160 et $10\,650 E.coli$). Sur cette période les niveaux de contamination sont variables mais paraissent en moyenne plus élevés qu'entre les semaines 1 et 8.

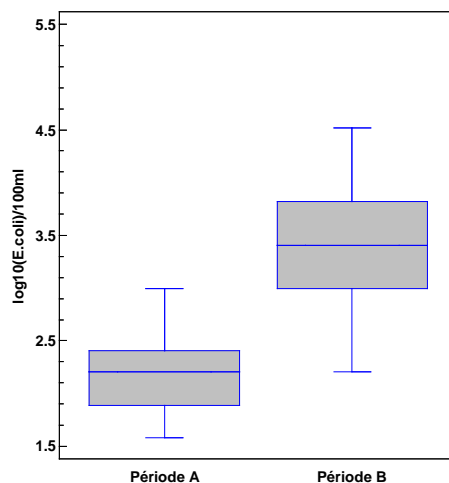
Les points de prélèvement du Grand Bot et du Breuil semblent présenter des concentrations en *E.coli* supérieures à celles de l'Eguille et de Saujon port.

4.1.1. Variabilité temporelle



Graphique 10 : Classification ascendante hiérarchique des semaines de la période d'échantillonnage en fonction des niveaux de contamination en *E.coli* de l'estuaire (distance Euclidienne, méthode de Ward).

Les semaines sont regroupées en fonction de leur similarités en terme de niveaux de contamination sur les quatre points de suivi. Deux groupes principaux sont formés, ils regroupent chacun des semaines consécutives : le premier groupe contient les semaines 1 à 9 (période A), le deuxième les semaines 10 à 17 (période B).

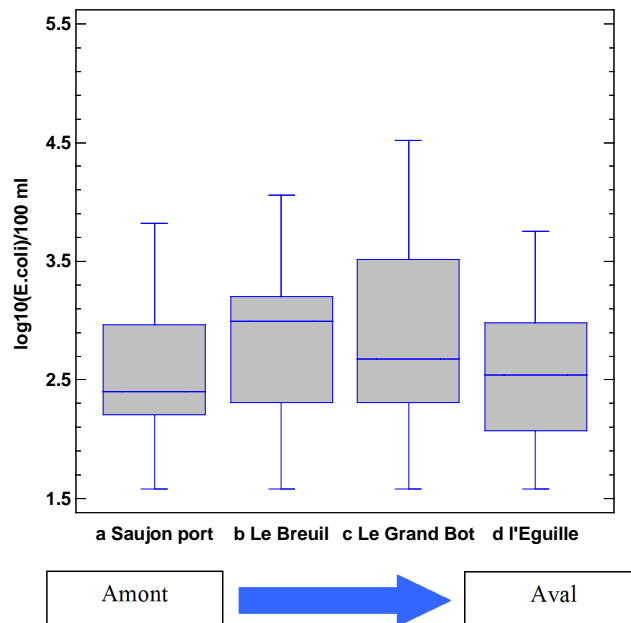


Graphique 11 : Niveaux de contamination de l'estuaire en fonction des périodes A et B.

La période B correspond à des niveaux de contamination de l'estuaire plus élevés que ceux de la période A.



4.1.2. Variabilité spatiale

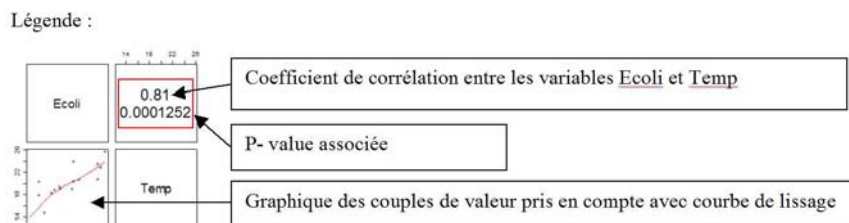


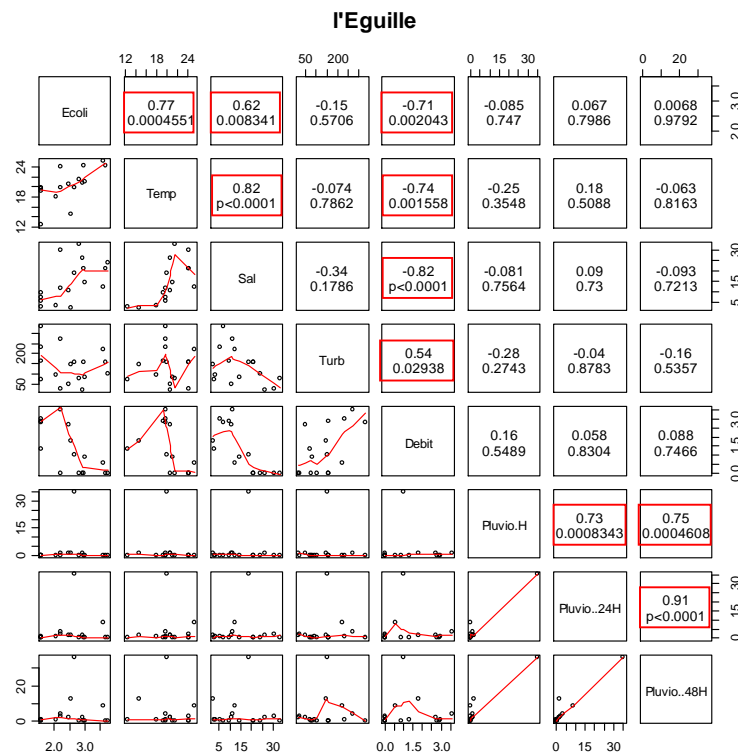
Graphique 12 : Niveaux de contamination en fonction du positionnement amont/aval des points de suivi.

La concentration médiane augmente de l'amont vers l'aval, entre les points Saujon port et le Breuil, Puis diminue progressivement du Breuil jusqu'à l'Eguille. Les concentrations maximales augmentent entre Saujon port et Le Grand Bot puis diminuent jusqu'à l'Eguille. La dispersion totale des concentrations est plus importante sur le point le Grand Bot que sur les autres points.

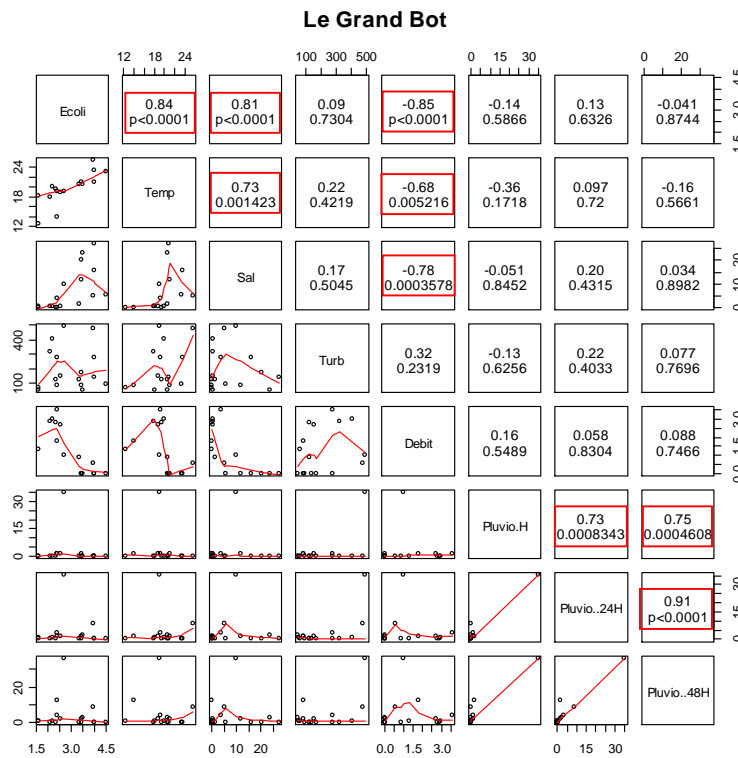
4.1.3. Relations avec les paramètres environnementaux

Les résultats sont présentés pour chacun des points de suivi sous la forme d'une matrice de corrélation des rangs de Spearman.

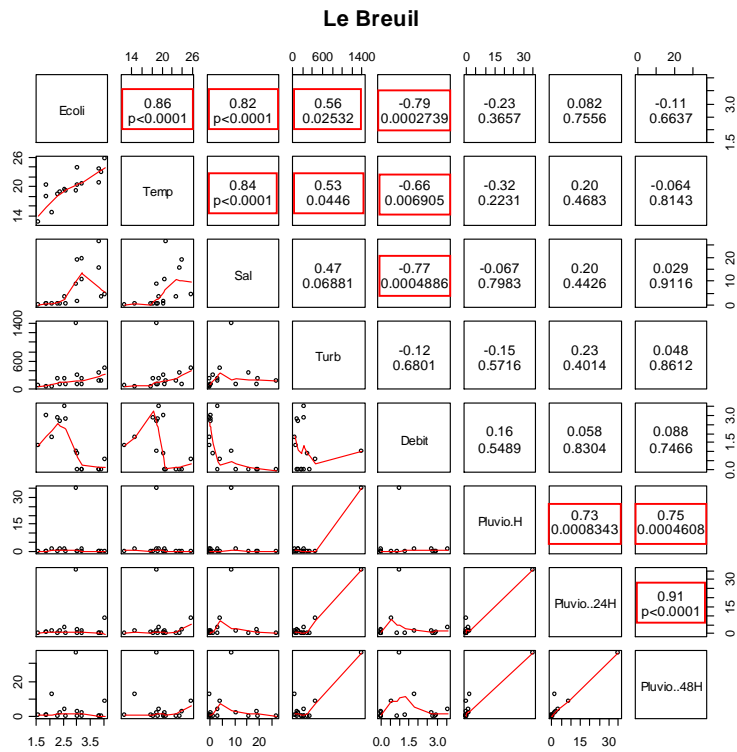




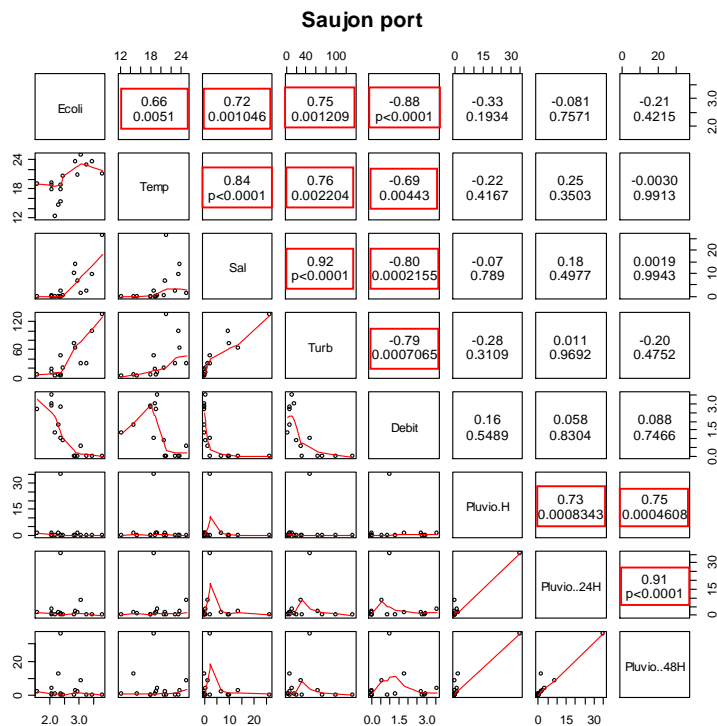
Graphique 13 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point l'Eguille et variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).



Graphique 14 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point l'Eguille et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).



Graphique 15 : Matrices des corrélations entre la contamination microbologique du point le Breuil et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).



Graphique 16 : Matrices des corrélations entre la contamination microbologique du point Saujon Port et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).

La variable « Débit » représente le débit moyen journalier d'eau douce s'écoulant du sous bassin versant principal (la Seudre continentale). Ce débit est calculé pour chaque date correspondant à des prélèvements d'eau dans l'estuaire.

Les variables « PluvioH », « Pluvio24H » et « Pluvio48H » représentent respectivement :

- la pluviométrie journalière à la date du prélèvement,
- la pluviométrie à la date du prélèvement cumulée avec celle des 24 heures précédentes,
- la pluviométrie à la date du prélèvement cumulée avec celle des 48 heures précédentes.

Les données de pluviométrie sont issues de la station Météo France de Médis.

Sur l'ensemble des points, la concentration en *E.coli* est corrélée significativement à la salinité, à la température de l'eau et au débit de la Seudre continentale. Ces corrélations sont positives pour la température et la salinité, et négatives pour le débit de la Seudre continentale. L'augmentation des concentrations d'*E.coli* dans l'estuaire est donc associée à :

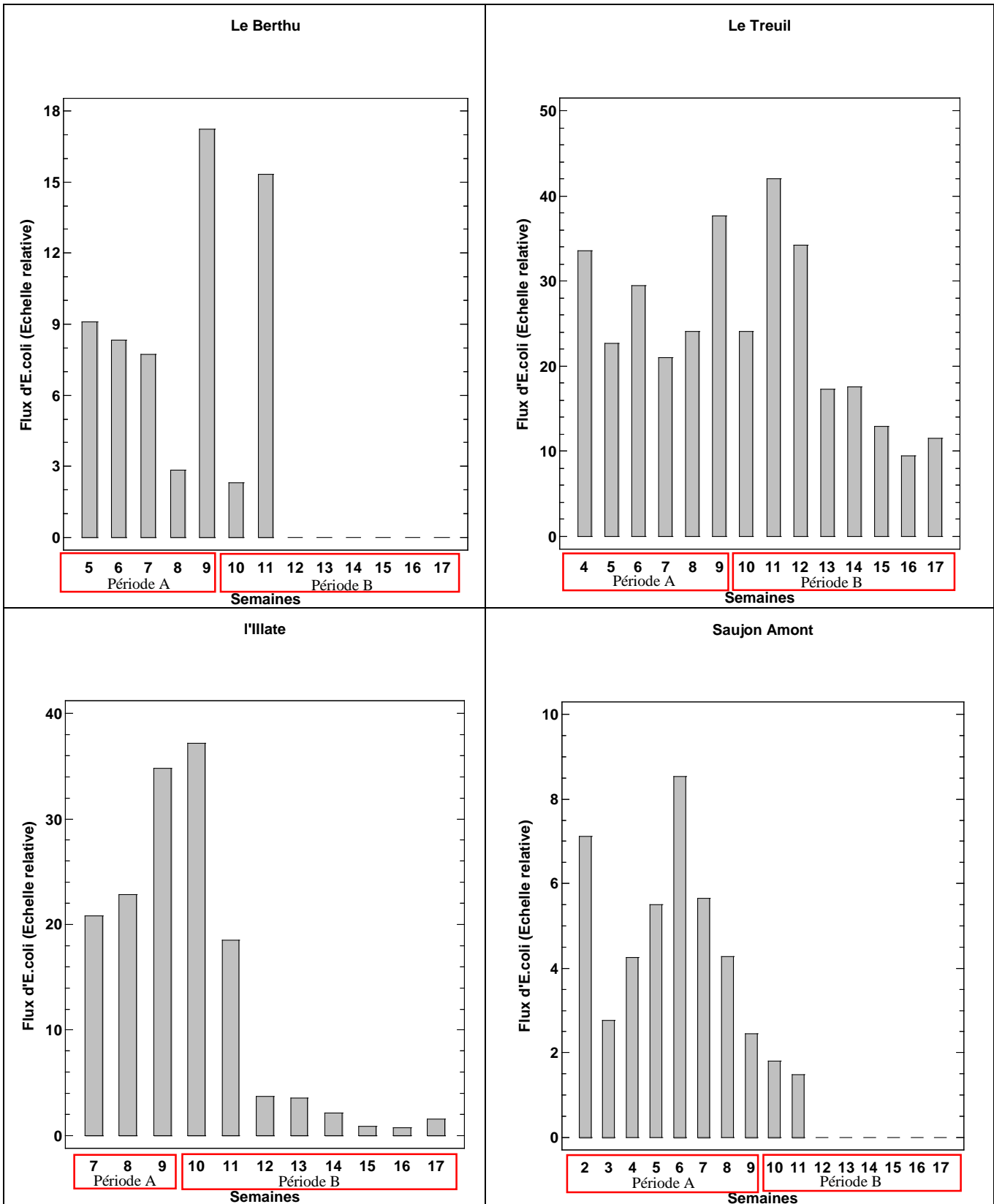
- L'augmentation de la salinité
- L'augmentation de la température de l'eau
- La diminution des débits de la Seudre continentale

A Saujon port et au Breuil, la concentration en *E.coli* est également corrélée significativement et positivement à la turbidité. Sur ces points, l'augmentation des concentrations en *E.coli* est donc associée à l'augmentation de la turbidité.

Suivant les points, il existe également des variables environnementales significativement corrélées entre elles. La salinité et le débit de la Seudre continentale sont systématiquement corrélées significativement et négativement.

La pluviométrie ne présente aucune corrélation significative avec la concentration en *E.coli* sur les quatre points de suivi.

4.2. Estimation des flux d'*E.coli* issus des exutoires



Graphique 17 : Evaluation des flux d'*E.coli* aux exutoires des bassins versants.

La méthodologie utilisée pour évaluer les flux ne permet pas de comparer les résultats des exutoires entre eux. En revanche pour un même exutoire, on peut comparer les résultats d'une semaine sur l'autre.

Les flux du Treuil et de l'Illate diminuent lors de la période B, mais n'atteignent jamais des valeurs nulles. Les flux mesurés à Saujon amont et au Berthu, diminuent pour devenir nuls à partir de la semaine 12, pendant la majeure partie de la période B. Ces deux flux sont caractérisés par une forte diminution des débits puis par l'absence d'écoulements sur la fin de la période.

Le flux du Berthu varie brusquement, les variations correspondent principalement à une forte dispersion des valeurs de la concentration en *E.coli* de l'eau (minimum : 120 *E.coli*/100ml, maximum : 471 510 *E.coli*/100ml).

Lorsque les niveaux de contamination de l'estuaire augmentent fortement entre les semaines 9 à 12 (*Graphique 12*), les flux des exutoires du Treuil, de l'Illate et du Berthu atteignent leur maximum. En revanche les augmentations de flux sont aléatoires d'une semaine sur l'autre. Elles ne présentent apparemment pas de tendance monotone à l'augmentation sur cette période. Le flux issu de Saujon amont diminue fortement sur cette période où les niveaux de contamination de l'estuaire augmentent. Globalement, tous les flux diminuent au cours du temps et sont plus faibles sur la période B que sur la période A. Seul le flux du Treuil diminue moins fortement et plus tardivement, ses valeurs paraissent plus constantes sur l'ensemble de la période.

5. Discussion

5.1. Méthodologie utilisée

Selon les résultats du réseau de surveillance REMI, la contamination de l'estuaire présente une saisonnalité principalement automnale et estivale. L'étude a été réalisée entre avril et août 2010 et correspond, en partie, à la saison où l'on observe théoriquement les plus forts niveaux de contamination. Par ailleurs, l'étude est focalisée sur le secteur géographique dont semble issu le flux principal expliquant les niveaux de contamination élevés observés sur les zones de production conchylicole. Mais d'autres flux distincts peuvent y contribuer.

Cependant, cette caractérisation est spécifique d'un secteur de l'estuaire sur une période donnée. Elle reste donc partielle.

La caractérisation est spécifique de la période d'échantillonnage et du secteur de l'estuaire étudié. Un élargissement de la démarche, à une plus grande échelle spatiale et temporelle, s'avère nécessaire pour appréhender plus globalement la contamination microbiologique de l'estuaire.

L'analyse des relations entre les flux issus des exutoires et la contamination de l'estuaire est basée sur un inventaire des exutoires. Bien que cet inventaire soit détaillé (*Carte 7*), il reste basé sur des inspections visuelles. Il est donc difficile d'affirmer avec certitude qu'il est exhaustif.

Par ailleurs, la contamination de l'estuaire peut également s'expliquer par d'autres apports que ceux issus des exutoires :

- Les sources de pollution diffuses qui sont principalement associées aux épisodes pluviométriques.
- La remise en suspension des sédiments peut également engendrer des contaminations sans lien direct avec les apports issus des exutoires. Il existe d'ailleurs des corrélations significatives entre la turbidité et la concentration en *E.coli* de l'eau sur les points Saujon port et Le Breuil (*Graphique 15, Graphique 16*). Sur certains secteurs de l'estuaire, l'augmentation des concentrations en *E.coli* est donc probablement associée à l'augmentation de la turbidité. Le rôle de la remise en suspension des sédiments dans les épisodes de contamination reste à préciser.

Les flux issus des exutoires identifiés sont probablement l'origine principale de la contamination microbiologique mesurée. Cependant d'autres origines restent possibles.

L'évaluation des débits aux exutoires utilise trois méthodes différentes en fonction du type d'ouvrage et de l'accessibilité. Pour ces méthodes, l'objectif est de mesurer les variations de débit sur chacun des ouvrages. Les données obtenues ne sont en revanche pas comparables d'un ouvrage à l'autre. Des dispositions ont été prises afin d'obtenir une bonne reproductibilité de l'évaluation des débits. Cependant, les effets de la vitesse d'écoulement de l'eau en amont de l'ouvrage sont négligés. Il pourrait donc exister un biais dans la comparaison des données de débit obtenues sur un même ouvrage. Trois des quatre ouvrages pour lesquels les débits ont été évalués sont des clapets. Les eaux en amont sont stagnantes tant que les niveaux de l'estuaire ne permettent pas l'ouverture des clapets. Puis s'écoulent par gravité lors de l'ouverture des clapets à marée descendante. Les effets de la vitesse d'écoulement en amont semblent donc faibles. Le quatrième ouvrage (l'écluse du Ribérou) est un déversoir. Les débits sont calculés selon une formule hydraulique pour laquelle on considère également que la vitesse d'écoulement en amont de l'ouvrage est négligeable. La courantologie de la Seudre continentale est effectivement très faible lors de la période d'échantillonnage. L'hypothèse paraît donc réaliste.

L'évaluation des débits est basée sur l'hypothèse que la vitesse d'écoulement en amont des ouvrages est négligeable. Compte des caractéristiques d'écoulement des ouvrages lors de la période d'échantillonnage, l'hypothèse paraît réaliste.

5.2. Relations avec les paramètres environnementaux

Les augmentations de la salinité et de la concentration en *E.coli* sont corrélées sur les quatre points de suivi de l'estuaire (*Graphique 13*, *Graphique 14*, *Graphique 15*, *Graphique 16*). Le seul lien éventuel entre l'augmentation de ces deux paramètres, serait l'effet de la salinité sur la survie d'*E.coli*. Selon Guillaud *et al*, *E.coli* est sensible au stress osmotique. La salinité n'est donc pas favorable à la survie d'*E.coli* et entraîne au contraire une diminution de son T90. La corrélation positive entre salinité et concentration en *E.coli* ne représente donc aucun lien de cause à effet direct. La salinité est également corrélée négativement avec le débit sur tous les points de suivi. En effet, la diminution de débits entraîne logiquement une augmentation de la salinité dans l'estuaire.

La corrélation entre salinité et concentration en *E.coli* ne correspond à aucun lien de cause à effet direct. Elle est une conséquence secondaire de la corrélation négative du débit d'eau douce avec la concentration en *E.coli*.

Les augmentations de la température de l'eau et de la concentration en *E.coli* de l'estuaire sont corrélées significativement (*Graphique 13, Graphique 14, Graphique 15, Graphique 16*). La température peut également influencer sur la survie des *E.coli*. Sous l'effet d'autres facteurs de stress (exposition aux ultra-violets, stress osmotique), l'augmentation de la température engendre une diminution de sa durée de survie (Guillaud *et al*, 1997). La corrélation positive entre température et concentration en *E.coli* ne représente donc aucun lien de cause à effet direct. En revanche, l'augmentation de la température de l'eau peut résulter de l'augmentation de la température ambiante et du renouvellement moindre des masses d'eau. Le renouvellement moindre des masses d'eau peut lui-même être la conséquence d'une diminution des débits. Cependant la température de l'eau n'est pas corrélée au débit sur trois des quatre points. Le lien entre diminution des débits et augmentation de la température de l'eau n'est donc pas démontré. Il est plus probable que l'augmentation de la température de l'eau soit la conséquence de l'augmentation de la température ambiante entre avril et août 2010.

La corrélation entre température et concentration en *E.coli* ne correspond à aucun lien de cause à effet direct. Elle est probablement liée à l'augmentation de la température ambiante sans aucun lien avec la concentration en *E.coli*.

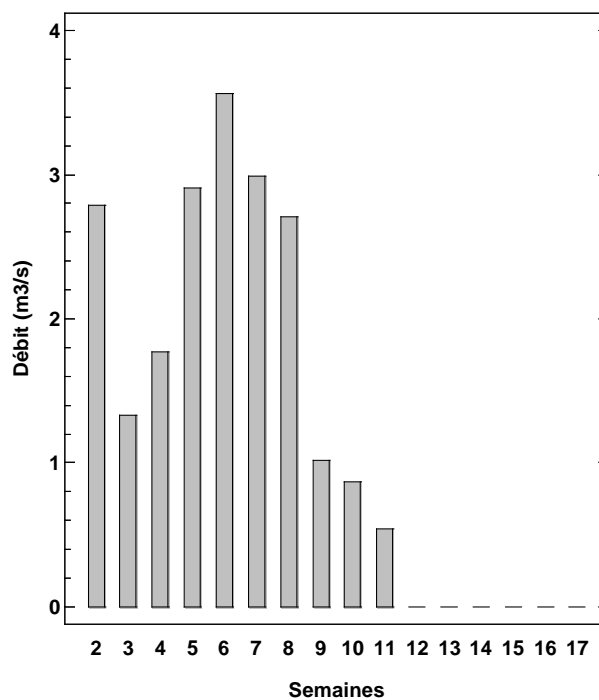
L'augmentation de la turbidité et de la concentration en *E.coli* sont corrélées significativement sur deux des quatre points (*Graphique 15, Graphique 16*). La remise en suspension des sédiments peut engendrer une augmentation des niveaux de contamination de l'eau. L'origine de cette remise en suspension reste à déterminer.

Les corrélations significatives entre l'augmentation de la turbidité et la contamination en *E.coli* de deux des quatre points, indique un probable rôle de la remise en suspension des sédiments sur la contamination de la partie amont du secteur d'échantillonnage. Cette hypothèse reste à vérifier.

Aucune corrélation significative de la pluviométrie sur les niveaux de contamination en *E.coli* de l'estuaire n'a été mis en évidence sur la période d'échantillonnage (*Graphique 13, Graphique 14, Graphique 15, Graphique 16*).

Les épisodes de contamination observés ne semblent pas liés à la pluviométrie. Il semble donc que les apports issus des sources de pollution diffuses contribuent peu à la contamination.

La diminution des débits est corrélée significativement à l'augmentation de la concentration en *E.coli* de l'estuaire sur les quatre points de suivi (*Graphique 13, Graphique 14, Graphique 15, Graphique 16*). La diminution des débits d'eau issus des bassins versants peut engendrer des modifications de l'hydrodynamisme de l'estuaire. La conséquence logique de la diminution de ces débits, serait un taux de renouvellement des masses d'eau moins important. Ce renouvellement moindre, aurait pour conséquence une moindre dilution des apports contaminant, et des concentrations d'*E.coli* plus importantes. Lorsque le débit de la Seudre continentale devient faible ou nul à partir de la semaine 12 (*Graphique 18*), les apports contaminant en provenance des exutoires seraient donc moins dilués dans l'estuaire.



Graphique 18 : Débits moyens journaliers aux dates de prélèvements issus du déversoir de l'écluse du Ribérou à Saujon.

Il existe donc un effet significatif des débits de la Seudre continentale sur la contamination microbiologique de l'estuaire. La diminution de ce débit engendrerait des taux de dilution plus faibles des autres apports, et une augmentation de la concentration en *E.coli* dans les eaux de l'estuaire.

5.3. Contributions des flux issus des exutoires

Il existe deux périodes très contrastées en terme de niveaux de contamination de l'estuaire (*Graphique 10*). La première période (période A) correspond à des niveaux beaucoup plus faibles que lors la deuxième période (période B) (*Graphique 11*).

- période A : Seuls les flux issus des exutoires de l'Illate, du Treuil, du Berthu et de Saujon amont pourraient contribuer à la contamination de l'estuaire (*Graphique 17*).
- période B : Pendant la majeure partie de la période B seuls les flux issus des exutoires du Treuil et de l'Illate peuvent contribuer à la contamination de l'estuaire (*Graphique 17*). Les flux issus des exutoires de Saujon amont et du Berthu peuvent contribuer en tout début de période B (semaines 10 et 11). Si l'on se base sur les statistiques du T90 qui permettent d'évaluer la durée de survie des *E.coli* (*Graphique 3*), cette durée serait comprise entre 10 et 30 heures lors de la période B. Il paraît donc peu probable que les flux des exutoires de Saujon amont et du Berthu puissent contribuer à la contamination de l'estuaire après la semaine 11.

Lors de la période la moins contaminée, seuls les flux issus des exutoires de Saujon amont, du Berthu et du Treuil contribueraient aux niveaux de concentration en *E.coli* de l'estuaire. Pendant la période plus contaminée, les flux issus des exutoires du Treuil et de l'Illate sont les principaux contributeurs.

L'étude de la variabilité temporelle est basée sur le regroupement des semaines d'échantillonnage en deux périodes distinctes en fonction des similarités des niveaux de contamination mesurés sur l'estuaire (*Graphique 10*). La transition entre ces deux périodes semble liée à une augmentation régulière des niveaux de contamination entre les semaines 9 et 12 qui est visible sur le *Graphique 9*. La classification utilisée ne permet pas de distinguer cette période de transition qui semble pourtant mieux correspondre à la réalité. Si l'on décompose les résultats en prenant en compte cette période de transition, on obtient trois périodes :

- Période 1 : semaines 1 à 8,

- Période 2 : semaines 9 à 12,
- Période 3 : semaines 13 à 17.

Les niveaux de contamination de l'estuaire sont plus élevés en période 3 qu'en période 1 (*Graphique 9*). A contrario, les flux issus des exutoires sont plus faibles en période 3 qu'en période 1 (*Graphique 17*). L'augmentation des niveaux de concentration de l'estuaire ne semble donc pas correspondre à une augmentation des flux.

On a vu précédemment que la diminution des débits du bassin versant principal était significativement liée à l'augmentation des niveaux de concentration d'*E.coli* dans l'estuaire.

Le rôle des conditions hydrodynamiques, couplé à une diminution des apports contaminant, expliquerait donc l'augmentation des niveaux de contamination de l'estuaire.

Malgré une diminution des apports contaminant, les concentrations en *E.coli* de l'estuaire augmentent lorsque les conditions hydrodynamiques entraînent une dilution moindre de ces apports.

Conclusion

L'estuaire de la Seudre possède un bassin versant de faible dimension et dont le fonctionnement hydrologique est particulier. Il est relié à un très important ensemble de zones humides, et les débits d'eau douce sont dépendants de la gestion d'ouvrages hydrauliques. Les périodes d'étiage sont sévères et longues, et les apports d'eau douce à l'estuaire sont quasiment nuls en fin d'été et en début d'automne.

L'analyse détaillée des résultats du REMI indique que le secteur en amont de la commune de l'Eguille est le plus exposé aux contaminations. De plus, ces contaminations sont principalement estivales et automnales.

La campagne d'échantillonnage, réalisée entre avril et août 2010, est focalisée sur le secteur de l'estuaire le plus exposé aux contaminations. Quatorze exutoires ont été identifiés, parmi eux, quatre (Saujon amont, le Berthu, le Treuil et l'Illate) ont contribué à la contamination microbiologique du secteur étudié. Deux de ces exutoires (le Treuil et l'Illate) contribuent majoritairement aux épisodes de contamination les plus intenses.

Aucun lien entre la pluviométrie et la contamination de l'estuaire n'a été identifié. En revanche, la turbidité de l'eau est corrélée à la contamination d'une partie du secteur d'échantillonnage. La contribution éventuelle de la remise en suspension des sédiments à la contamination de ce secteur reste à confirmer.

L'analyse des paramètres environnementaux a également montré un lien fort entre la contamination microbiologique de l'estuaire et les conditions hydrodynamiques. Lorsque les débits issus de la Seudre fluviale deviennent nuls, les conditions hydrodynamiques sont fortement modifiées : l'estuaire devient un bras de mer. Il en résulte des conditions défavorables au renouvellement des masses d'eau et donc une augmentation des concentrations en *E.coli*. Ainsi, malgré une diminution des apports contaminant, les concentrations en *E.coli* de l'estuaire augmentent lors de ces périodes d'étiages. La qualité microbiologie de l'estuaire semble donc en partie liée à la gestion quantitative de l'eau douce sur le bassin versant.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage sont spécifiques du secteur de l'estuaire étudié et de la période d'échantillonnage. Il est nécessaire d'élargir la démarche à une plus grande échelle spatiale et temporelle afin de caractériser la contamination de l'estuaire de manière plus complète.

Ces résultats constituent un premier pas vers l'acquisition des connaissances nécessaires à la mise en œuvre d'une stratégie de reconquête de la qualité microbiologique de l'estuaire.

Index des figures

Figures

<i>Figure 1 : Sources de contamination et transfert jusqu'au milieu littoral.</i>	14
<i>Figure 2 : Devenir en mer des micro-organismes d'origine fécale.</i>	19
<i>Figure 3 : Formule de calcul d'un débit sur un déversoir (source UNIMA).</i>	42

Cartes

<i>Carte 1 : Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE) et stations d'épuration sur le bassin versant de la Seudre.</i>	18
<i>Carte 2 : Bassin versant de la Seudre et communes incluses dans le périmètre.</i>	23
<i>Carte 3 : Marais doux et marais salés sur le bassin versant de la Seudre.</i>	26
<i>Carte 4 : Points de prélèvement du réseau REMI sur l'estuaire de la Seudre.</i>	29
<i>Carte 5 : Secteur d'échantillonnage.</i>	37
<i>Carte 6 : Points de suivi de la contamination de l'estuaire et exutoires identifiés.</i>	40
<i>Carte 7 : Exutoires du secteur de l'estuaire étudié en fonction du type d'écoulement.</i>	41

Graphiques

<i>Graphique 1 : Produits alimentaires incriminés dans les TIAC en France entre 1991 et 2000 (Source INVS/DGAL).</i>	11
<i>Graphique 2 : Agents pathogènes incriminés dans les TIAC à coquillages en France sur la période 1995-2001 (Source INVS).</i>	12
<i>Graphique 3 : Statistiques mensuelles du T90 d'Escherichia coli (en heures) calculées sur la période 1989-2004 dans le Bassin de Marennes-Oléron à la station Auger (Stanisière et al, 2006).</i>	20
<i>Graphique 4 : Pluviométrie mensuelle sur la période 2003-2007 (Sage Seudre, Météo-France).</i>	24
<i>Graphique 5 : Evolution des températures à la station de Royan de 1900 à 2000 (Sage Seudre, Météo-France).</i>	24
<i>Graphique 6 : Résultats REMI obtenus sur les points de suivi de l'estuaire de la Seudre (Bulletin de la Surveillance 2010).</i>	31
<i>Graphique 7 : Résultats par point de suivi sur la période 2006-2010.</i>	33
<i>Graphique 8 : Histogramme des pourcentages de dépassement du seuil de 230 E.coli/100 g de chair et de liquide intervalvaire par point de suivi REMI et par saison, période 2006-2010.</i>	35
<i>Graphique 9 : Résultats des dénombrements d'E.coli dans l'eau sur les points de suivi de l'estuaire.</i>	46
<i>Graphique 10 : Classification ascendante hiérarchique des semaines de la période d'échantillonnage en fonction des niveaux de contamination en E.coli de l'estuaire (distance Euclidienne, méthode de Ward).</i>	47
<i>Graphique 11 : Niveaux de contamination de l'estuaire en fonction des périodes A et B.</i>	47
<i>Graphique 12 : Niveaux de contamination en fonction du positionnement amont/aval des points de suivi.</i>	48
<i>Graphique 13 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point l'Eguille et variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).</i>	49
<i>Graphique 14 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point l'Eguille et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).</i>	49
<i>Graphique 15 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point le Breuil et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).</i>	50
<i>Graphique 16 : Matrices des corrélations entre la contamination microbiologique du point Saujon Port et les variables environnementales (Corrélation des rangs de Spearman).</i>	50
<i>Graphique 17 : Evaluation des flux d'E.coli aux exutoires des bassins versants.</i>	52
<i>Graphique 18 : Débits moyens journaliers aux dates de prélèvements issus du déversoir de l'écluse du Ribérou à Saujon.</i>	57

Bibliographie

- Afssa. Rapport «Évaluation du dispositif de surveillance microbiologique des zones de production conchylicole et du risque lié à la consommation des coquillages, notamment dans la situation du bassin d'Arcachon ». 2008.
- Allen K. The transmission of typhoid by sewage polluted oysters. *Am Public Health Assoc.* 25:154–65. 1899.
- Baine WE, Mazzotti M, Greco D *et al.* Epidemiology of cholera in Italy in 1973. *Lancet.* 2:1370-4. 1974.
- Blake PA. *Vibrio* on the half shell : what the walrus and the carpenter did not know. *Ann Intern Med.* 99:558-9. 1983.
- Blake PA, Allegra DT, Snyder JD *et al.* Cholera - a possible endemic focus in the United-States. *N Engl J Med.* 302:305-9. 1980.
- Blake PA, Rosenberg ML, Costa JB, Ferreira PS, Guimaraes CL, Gangarosa EJ. Cholera in Portugal, 1974. Modes of transmission. *Am J. Epidemiol.* 105:37-43. 1977.
- Blanchet F., Soyeux E. et al. Impacts des rejets temps de pluie sur la qualité sanitaire des eaux de baignade. 2007.
- Bougeard M, Dupont S, Gnouma R, Le Saux J.C, Pommepuy M. Définition d'une méthodologie de suivi des contaminations fécales du bassin versant à la mer. Agence de l'eau Loire-Bretagne. 2008.
- Brett MS, Short P, McLauchlin J. A small outbreak of listeriosis associated with smoked mussels. *Int J Food Microbiol.* 43:223-9. 1998.
- Cabelli V.J., Heffernan W.P. Accumulation of *E. coli* by the Northern Quahaug. *Appl. Microbiol.*, Vol. 19(2) : 239-244. 1970.
- CARA. Le magazine de la communauté d'Agglomération Royan Atlantique. Été 2010.
- Cheftel E, Spiegel A, Bornert G, Morell E, Michel A, Buisson Y. Toxic food infection caused by *Shigella flexneri* in a military unit. *Sante.* 7:295–9. 1997.
- Courtois G. Sources de contamination microbienne des coquillages. L'assainissement du milieu *in* ELZIERE-PAPAYANNI *et al.* Coquillages. Informations Techniques des Services Vétérinaires Français, Paris. pp. 337-349. 1993.
- Cooksley WG. What did we learn from the Shanghai hepatitis A epidemic? *J Viral Hepat.* 7:1-3. 2000.
- Derolez V. Méthode de caractérisation de la fragilité microbiologique des zones conchylicoles. Rapport ENSP. 2003.
- Desenclos JC. Epidémiologie des risques toxiques et infectieux liés à la consommation de coquillages. *Rev Epidemiol Santé Publique.* 44:437-54. 1996.
- Dupray E. Rapport Ifremer « Rejets agricoles et bactériologie ». 1999.
- Gallay A, Vaillant V, Bouvet P, Grimont P, Desenclos JC. How many foodborne outbreaks of *Salmonella* infection occurred in France in 1995? Application of the capture-recapture method to three surveillance systems. *Am J Epidemiol.* 152:171-7. 2000.
- Gould D, Fletcher M. Gull droppings and their effects on water quality. *Water Research.* 1978.
- Griffin MR, Dalley E, Fitzpatrick M, Austin SH. *Campylobacter jejuni* gastro-enteritis associated with raw clams. *J Med Soc.* 80:607-9. 1983.
- Guérin-Schneider L. Introduire la mesure de la performance dans la régulation des services d'eau et d'assainissement en France. Thèse ENGREF. 2001.

- Guillaud J.F, Derrien A. et al. T90 as a tool for engineers : Interests and limits. Water Science and Technology. 35, 11(1997),277-282. 1997.
- Halliday ML, Kang LY, Zhou TK, Hu MD, Pan QC, Fu TY, Huang YS, Hu SL. An epidemic of hepatitis A attributable to the ingestion of raw clams in Shanghai, China. J Infect Dis. 164:852-9. 1991
- Hooda P.S., Adwards A.C., Anderson H.A., Miller A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. The Science of the Total Environment, 250: 143-167. 2000.
- Kaper JB, Bradford HB, Roberys NC, Falkow S. Molecular epidemiology of *Vibrio cholerae* in the US Gulf Coast. J Clin Microbiol. 16:129:34. 1982
- Lambert L. Les coquillages comestibles, huîtres, moules, coquillages variés. Collection Que sais-je, p.117. 1950
- Legeas M. Maîtrise des apports polluants littoraux in Coquillages et santé publique - du risque à la prévention. LESNE et coll. Editions ENSP, Rennes. pp151-164. 1992.
- Li X, Guyot K, Dei-Cas E, Mallard JP, Ballet JJ, Brasseur P. *Cryptosporidium* oocysts in mussels (*Mytilus edulis*) from Normandy (France). Int J Food Microbiol. 108:321-5. 2006.
- Lumsden LL, Hasseltine HE, Leake JP *et al.* A typhoid fever epidemic caused by oyster-borne infection (1924-1925). Public Health Report. 50:1-102. 1925.
- McLaughlin JB, DePaola A, Bopp CA, Martinek KA, Napolilli NP, Allison CG, Murray SL, Thompson EC, Bird MM, Middaugh JP. Outbreak of *Vibrio parahaemolyticus* gastroenteritis associated with Alaskan oysters. N Engl J Med. 353:1463-70. 2005.
- Molengerg, F., Riisgard. Filtration rate, using a new indirect technique, in 13 species feeding bivalves. Ophelia, Vol 17 : 239-246.between bivalve molluscs and bacteria in the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., Vol 28 : 277-352. 1979.
- Morabia, A, Hardy A. Oysters and enteric fever aetiology in 1900 England. J Epidemiol Community Health. 59:100. 2005.
- Morris JM, Black RE. Cholera and other vibrios in the United States. N Engl J Med. 312:343-50. 1985.
- Plusquellec, A., Beucher, M., Quemer M., Le Gall M., Petillon, C. Etude des modalités de contamination bactérienne des moules. Contrat Ministère de l'environnement n°842 98. 1986.
- Reeve G, Martin DL, Pappas J, Thompson RE, Greene KD. An outbreak of shigellosis associated with the consumption of raw oysters. N Engl J Med. 321:224-7. 1989.
- Résultats de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, Edition 2009. Ifremer/RST.LER/PC/09.02/ Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais. 2009.
- Schets FM, van den Berg HH, Engels GB, Lodder WJ, de Roda Husman AM. *Cryptosporidium* and *Giardia* in commercial and non-commercial oysters (*Crassostrea gigas*) and water from the Oosterschelde, The Netherlands. Int J Food Microbiol. 113:189-94. 2007.
- Shandera WX,Hafkin B, Martin DL *et al.* Persistence of Cholera in the United-States. Am J Trop Hyg. 32:812-7. 1982.
- Stanisière J.Y, Dumas F, Robert S, Plus M, Maurer D. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé, le bassin de Marennes-Oléron. 2006.

- Tang Y.W, Wang J.X, Xu, Z.Y, Guo Y.F, Qian, W.H, Xu J.X. A serologically confirmed, case-control study, of a large outbreak of hepatitis A in China, associated with consumption of clams. *Epidemiology and Infection*. Vol. 107, no. 3, pp. 651-657. 1991.
- Terajima J, Tamura K, Hirose K, Izumiya H, Miyahara M, Konuma H, Watanabe H A multi-prefectural outbreak of *Shigella sonnei* infections associated with eating oysters in Japan. *Microbiol Immunol*. 48:49-52. 2004.
- Xu ZY, Li ZH, Wang JX, Xiao ZP, Dong DX. Ecology and prevention of a shellfish-associated hepatitis A epidemic in Shanghai, China. *Vaccine*. 10:67-8. 1992.