

Modélisation des flux de coliformes fécaux parvenant à la baie des Veys (Normandie, France)

■ M. LAFFORGUE¹, L. GÉRARD², C. VIEILLARD²

Mots-clés : baie des Veys, *Escherichia coli*, modèle marin, modèle de rivière, flux bactériens, profil conchylicole
Keywords: bacterial fluxes, baie des Veys, *Escherichia coli*, marine modeling, river modeling, shellfish profile

Introduction

Certains sites conchylicoles sont l'objet de contaminations bactériennes préjudiciables à la commercialisation des coquillages. De telles pollutions affectent également les sites de baignade en mer ou en lac. Ces bactéries proviennent principalement de sources terrestres plus ou moins proches. Il est dès lors important d'identifier ces sources bactériennes afin de garantir la protection des fonctions et usages au droit des sites contaminés.

Une méthode classiquement utilisée pour lier sources d'émission bactérienne et contamination consiste à faire une analyse statistique (souvent en composante principale) sur la base d'un nombre suffisant de mesures [GOURMELON *et al.*, 2010]. Cette méthode ne permet généralement de trouver de lien (cause/effet) que si la base de données est consistante, les données fiables et qu'il y a un faible nombre de sources de contamination principales dont les temps de trajet jusqu'au site étudié sont faciles à déterminer. Cette méthode est donc peu efficace quand les sources bactériennes sont multiples, les temps de trajet variables et qu'il y a une hétérogénéité dans les données.

Ainsi, lorsque l'on a affaire à un site conchylicole impacté par un bassin versant étendu avec de multiples cours d'eau côtiers, et comportant un grand nombre d'activités humaines, il est très difficile de trouver la ou les causes d'une telle contamination, et c'est encore pire en présence de marées côtières. Dans un tel

cas, les diverses pollutions bactériologiques se cumulent, avec des temps de transfert différents. Par ailleurs, une partie importante des bactéries tendent à mourir en route. Enfin, une fois arrivées en mer, ces bactéries subissent mélange, mortalité et transfert en lien avec les conditions hydro-climatiques avant de parvenir sur les sites conchylicoles.

Une solution consiste dès lors à construire un modèle de transfert, incluant mortalité et dispersion des bactéries. Mais cela nécessite de coupler un modèle terrestre à un modèle en mer, car ces deux modèles sont généralement structurés différemment.

Les modèles terrestres et marins diffèrent notamment par les conditions aux limites et par les paramètres à modéliser. Les cours d'eau fonctionnent en flux piston et sont avant tout dépendant de la pluviométrie, de la turbidité et de l'ensoleillement. *A contrario*, en milieu marin côtier, les processus hydrodynamiques et donc la décroissance bactérienne sont très dépendants du vent, des courants et des marées [SALOMON et POMMEPUY, 1990 ; LEE *et al.*, 2010].

Par ailleurs, s'il existe des modèles de transfert bactérien en rivière avec intégration (ou modélisation) des flux bactériens entrants [BENHAM *et al.*, 2006 ; SERVAIS *et al.*, 2007], les modèles marins côtiers sont plus souvent des modèles hydro-dispersifs avec une intégration limitée de la variabilité temporelle des flux bactériens entrants [KASHFIPOUR *et al.*, 2006]. La raison principale en est la difficulté à disposer de données étendues sur les flux bactériens parvenant en mer [LEE *et al.*, 2010]. C'est plus particulièrement le cas lorsque les flux sont diffus. Les apports ponctuels comme les rejets de station d'épuration ou les déversoirs d'orage sont plus fréquemment intégrés,

¹ Suez Consulting - Le Bruyère 2000 - Bâtiment 1, Zone du Millénaire - 650, rue Henri-Becquerel - CS79542 - 34961 Montpellier cedex 2.
Courriel : michel.lafforgue@suez.com

² Suez Consulting - Parc de l'Île - 15-27, rue du Port - 92022 Nanterre cedex.

car ils font l'objet de suivi par leurs exploitants [COUDRAY *et al.*, 2012 ; LEVASSEUR *et al.*, 2012]. Dans certains cas, les flux entrant en mer sont mesurés au droit de l'estuaire d'un cours d'eau [BRETON *et al.*, 2012]. Ainsi, lorsqu'il y a un mélange de différentes sources bactériennes avant l'arrivée en mer, ces approches ne permettent pas de lier les contaminations en mer avec les sources bactériennes qui en sont à l'origine.

On voit bien ici l'intérêt qu'il y aurait à coupler un modèle terrestre et un modèle en mer afin de modéliser les bactéries de leurs sources d'émission jusqu'à des sites conchylicoles éloignés. Le premier structurerait les données d'entrée qui manquent souvent cruellement au second. Or ce type d'approche avec deux modèles couplés (un modèle terrestre et un modèle en mer) reste néanmoins peu fréquent.

Dans un tel modèle, il faut disposer ou modéliser les flux entrant dans les rivières (localisation, débit, concentration bactérienne). Mais il faut aussi intégrer les données météorologiques (pluviométrie, température) et topographiques, les débits et temps de séjour dans les cours d'eau (ou les modéliser), et les conditions en mer (bathymétrie, vent, courant, marée, température). Il faut donc disposer d'un jeu de données consistant à l'échelle de l'ensemble du bassin versant et de son prolongement en mer, et ce tant pour des épisodes de temps secs et pluvieux qu'en été et hiver [LEE *et al.*, 2010].

Ce type de modèles couplés a déjà été mis en œuvre en France par BOUGEARD *et coll.* [2011] sur le bassin versant de Daoulas en Bretagne, sur lequel les activités agricoles avaient un poids prépondérant dans le bilan des flux bactériens. BOUGEARD *et coll.* [2011] ont montré que les grosses pluies (> 10 mm/jour) induisaient une hausse des teneurs bactériennes en mer, entre 1 et 2 jours après la pluie. Il était donc naturel de développer ce type d'approche couplant un double modèle sur un bassin comme la baie des Veys, dont la taille (3 500 km²) et la complexité (de nombreuses rivières s'y déversent) empêchaient une autre approche.

La baie des Veys est située à la limite entre les départements de la Manche et du Calvados (Normandie, France). Elle dispose de parcs conchylicoles et de gisements de coquillages qui subissent des contamina-

tions bactériologiques. C'est ce qui a conduit à la réalisation d'une étude dédiée. L'État français a imposé que le parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin soit maître d'ouvrage de cette étude de profil conchylicole de la baie des Veys. Safège (actuel Suez Consulting) était le bureau d'études mandataire du groupement en charge de réaliser cette prestation. L'étude comportait un état des lieux avec un inventaire des sources de contamination, une campagne de mesures, une modélisation des flux de coliformes fécaux ; cet ensemble d'éléments permettant de réaliser un diagnostic des pollutions fécales. La seconde étape consistait en un plan d'action pour limiter les risques de contamination des gisements de coquillages, et un plan de gestion active. Si l'on met à part l'état des lieux et la campagne de mesures, il s'est écoulé 14 mois entre le début de construction du modèle présenté ici et la fin des plans d'action et de gestion active.

Ainsi, une double modélisation a été conçue avec un modèle dit « terrestre », qui s'attache à calculer les flux dans les cours d'eau, et un modèle marin. Le présent article fait un focus sur la modélisation (notamment le modèle terrestre) et la façon dont ces modèles ont été construits et validés, et sur ce que l'on peut déduire des calculs réalisés.

1. Méthodologie

1.1. Site d'étude

Le bassin versant de la baie des Veys a une surface de 3 500 km². Il est drainé par quatre grands fleuves (l'Aure, la Douve, la Vire et la Taute) qui représentent 95 % de la surface totale, et un ensemble de petits fleuves côtiers (*figure 1*). Ce bassin comporte diverses sources de contamination fécales dont l'élevage de vaches (environ 143 000 en 2012 sur 57 % du bassin versant), les rejets des stations d'épuration (St-Lô, Bayeux, Vire, Valognes, Carentan...), les lessivages des sols urbains et déversements ponctuels d'eaux usées par temps de pluie (déversoirs d'orage, débordement des postes de relevage d'eau usée), et les rejets liés à l'assainissement non collectif (ANC). Les autres rejets (une industrie laitière ayant sa propre filière de traitement avant rejet, zone portuaire) sont d'un second ordre dans les sources de coliformes fécaux.



Figure 1. Bassin versant de la baie des Veys avec le découpage des sous-bassins, sites de suivis de la campagne de mesures et sites conchylicoles étudiés

1.2. Campagne de mesures

Plusieurs campagnes de mesures ont été réalisées, une en été (juillet 2012) et une en hiver (novembre/décembre 2012), de sorte à permettre des suivis par temps sec et temps de pluie. Les sites d'échantillonnage ont été choisis afin de séparer les grands sous-bassins entre eux (avec trois à cinq sous-bassins caractérisant chacun des quatre grands fleuves), et per-

mettre le calage du modèle pour ceux-ci. Par ailleurs, un certain nombre de petits fleuves côtiers ont été échantillonnés (en amont immédiat de l'arrivée en mer), de manière à caractériser les flux sortant de ces petits bassins. Au total, 17 points ont été échantillonnés à l'exutoire des petits cours d'eau côtiers, 13 points sur les quatre grands fleuves, et enfin sept points de mesures en mer, au droit des sites suivis par l'Ifremer (points REMI). Ces points sont positionnés sur la figure 1. Les mesures réalisées étaient les suivantes :

- pluviométrie (station Météo-France de Sainte-Marie-du-Mont) ;
- mesures des débits (mesures ponctuelles et stations jaugées lorsque disponibles) ;
- prélèvement d'échantillon d'eau pour analyse des concentrations en *Escherichia coli* (*E. coli*) à T+1h, T+3h, T+6h, T+12h, plus T+24h spécifiquement pour les quatre grandes rivières (T étant le temps de début de la pluie et/ou de début des campagnes de mesures). Les analyses ont été effectuées au laboratoire départemental de St-Lô.

1.3. Construction du modèle terrestre

1.3.1. Évaluation des flux bactériens émis sur les sous-bassins

Les flux émis sur les sous-bassins sont les suivants : le lessivage des sols agricoles (essentiellement l'élevage de vaches laitières sur prairie), les rejets des stations d'épuration, le lessivage des routes et sols urbains, les rejets de l'ANC, les rejets industriels et les rejets des bateaux dans les zones portuaires. Lorsque ces flux sont ponctuels (rejets de station d'épuration, rejets industriels, rejets portuaires), ils sont injectés dans le modèle au droit du point d'arrivée dans les cours d'eau modélisés ou en mer. Les autres flux (lessivage de sols urbanisés, lessivage des sols agricoles et ANC) sont diffus. Ils sont groupés par sous-bassin versant. Leur injection s'effectue sur chaque sous-bassin dans le cours d'eau qui le traverse en linéarisant l'injection le long de la portion du cours d'eau qui traverse ce sous-bassin.

D'une façon générale, les rejets industriels sont très limités dans le bassin versant de la baie des Veys. Il y a une laiterie (de l'Union coopérative laitière d'Osmanville/Isigny), mais celle-ci dispose d'une épuration avec traitement tertiaire de désinfection. Il en

résulte des rejets à des teneurs en *E. coli* inférieures à la norme de baignade, et les flux bactériens émis sont donc négligeables.

Les rejets directs en mer des bateaux à quai sont également limités. En effet, un seul port significatif est disposé dans la baie des Veys, à savoir le port de Grandcamp. Les flux bactériens correspondants ont été intégrés, sur la base du nombre moyen de bateaux à quai. Dans la pratique, ces rejets bactériens directs dans le port depuis ces bateaux sont faibles.

Il y a 39 stations d'épuration urbaine prises en compte dans le modèle. Ces stations d'épuration sont suivies par les services de l'État. Elles sont caractérisées par un débit nominal d'exploitation et un débit moyen de fonctionnement, par une concentration moyenne en *E. coli* dans les eaux qu'elles reçoivent, par une concentration moyenne des rejets après traitement et par un point de rejet dans la rivière limitrophe. Dans le cadre du modèle terrestre, le rejet est pris égal au débit moyen (en hiver) et nominal (en été pour tenir compte de l'activité touristique), et la concentration est la concentration moyenne des mesures de sortie de station d'épuration. Ce flux est injecté en son point d'entrée dans le cours d'eau.

Pour l'ANC, seuls sont considérés dans le modèle les sites classés en priorité 1, soit 2 890 habitations. Les autres sites sont considérés disposer d'une installation avec infiltration, dont le taux d'abattement bactérien de 3 à 4 log [DUCHEMIN, 2013] et la dispersion sur le territoire conduisent à des flux négligeables arrivant en rivière. Pour chacun des sites en priorité 1, le calcul des flux a été fait en considérant le nombre moyen de personnes par ménage des communes concernées par chaque rejet ANC, un flux d'eau de 150 L/jour/habitant, un flux journalier émis d'*E. coli* de $5 \cdot 10^{10}$ par personne, et un abattement de 90% du flux avant rejet dans le cours d'eau le plus proche, soit le taux d'abattement pour une filière comportant juste un prétraitement [DUCHEMIN, 2013]. Les flux en ANC ont été globalisés par sous-bassin et répartis uniformément sur le linéaire de cours d'eau traversant le sous-bassin. En pratique, les tests réalisés montrent que l'ANC a un poids limité dans les bilans de flux arrivant en mer, ce qui n'exclut pas des contaminations locales des petits cours d'eau.

Pour le lessivage des sols urbanisés, sur chacun des sous-bassins est comptabilisée la surface de sol artificialisé. On applique alors à chaque pluie un coefficient de ruissellement de 25% (valeur moyenne tenant compte du caractère rural des villages), et une concentration en *E. coli* dans les eaux de ruissellement de $1 \cdot 10^4$ et $1 \cdot 10^5$ *E. coli*/100 mL. Cette plage correspond en fourchette basse aux valeurs mesurées sur les déversoirs d'orages de certains des villages concernés, et en fourchette haute à une valeur classique de la littérature [DUCHEMIN et HEATH, 2012; GANDOUIN *et al.*, 2012; LAPLACE *et al.*, 2012]. Seule la seconde valeur a été retenue pour les scénarios prospectifs. Les flux ainsi calculés ont été injectés par répartition uniforme le long du linéaire du cours d'eau principal traversant chaque sous-bassin. Enfin, le point le plus délicat est celui du calcul des flux émis par l'élevage de vaches laitières. C'est une activité extensive et les émissions bactériennes se font sur les sols, avant de percoler vers les ruisseaux. Or c'est l'activité principale des bassins versants de la baie de Veys. L'analyse des répartitions du cheptel bovin montre que cette répartition est assez homogène ramenée par ha de surface agricole utile (SAU) ou par ha de surface toujours en herbe. De fait, compte tenu du manque de données sur les lessivages de ces sols sous l'effet des pluies, et étant donné la taille importante du périmètre d'étude (3 500 km²) et l'homogénéité de répartition du cheptel bovin, il a été retenu d'utiliser une approche uniforme pour l'ensemble des sous-bassins avec des concentrations types dans les ruissellements parvenant des parcelles dans les cours d'eau. En l'absence de données spécifiques à la zone d'étude, les valeurs ont été établies sur la base de la littérature scientifique. Pour cela, il fallait retenir des données statistiquement suffisamment nombreuses pour en déduire une tendance, et relevées sur des sites assez similaires à ceux de la baie des Veys, ce qui veut dire à la fois en termes de météorologie, de mode d'occupation des sols et de topographie. À cette fin, les résultats obtenus par KAY et coll. [2008] sur des petits bassins versants côtiers du sud-ouest du Royaume-Uni ont été utilisés. Les valeurs considérées sont présentées dans le *tableau I*. Elles sont comparées à d'autres références bibliographiques sur des terrains pouvant servir de base comparative. On note la similitude des valeurs obtenues sur ►

Référence	Aitken [2003]	Agriculture-Eau-Environnement [2003]	Kay et al. [2008]		
Localisation	Écosse	Saultbesnon (Normandie - France)	Royaume-Uni		
Spécifications	Bassin versant avec élevage intensif	Concentration moyenne sur les têtes de bassins avec élevage intensif	Moyenne géométrique pour des bassins ruraux avec > 75 % d'élevage intensif	Moyenne géométrique pour des bassins ruraux avec > 75 % d'élevage extensif	Moyenne géométrique pour des bassins ruraux avec > 75 % de forêts
Valeur minimale	8 800				
Étiage (temps sec)		7 000	1 900	360	37
Valeur maximale	32 000				
Crue (temps de pluie)		3 000-22 000	57 000	8 600	1 500

 Tableau I. Concentration en *E. coli* dans les eaux de drainage des bassins versants de pâturage (*E. coli*/100 mL)

► les eaux de lessivage de zones pâturées, ce qui accredit les hypothèses retenues.

Il était important de distinguer les périodes de temps de pluie et de temps sec. Tous les suivis réalisés montrent l'effet majeur de la pluie sur les teneurs en *E. coli* en aval des prairies d'élevage avec des ratios de 30 à 150 [OLIVER *et al.*, 2005; LEE *et al.*, 2010; DUCHEMIN et HEATH, 2012]. En revanche, SERVAIS et coll. [2007] indiquent une linéarité des concentrations bactériennes en fonction de la lame d'eau tombée, alors que d'autres études avancent un seuil d'intensité de pluie de 4 à 5 mm/24 h en dessous duquel la pluie n'a que peu d'impact sur les concentrations en *E. coli* à l'exutoire [AGRICULTURE-EAU-ENVIRONNEMENT, 2003; OLIVER *et al.*, 2005]. En pratique, cela dépend de l'interception des prairies et de la topographie. Parce que l'étude de la baie des Veys visait une modélisation à grande échelle, il n'a pas été considéré d'effet seuil ni de proportionnalité des concentrations avec l'amplitude de la pluie. Par contre, il a été considéré un effet d'accumulation des bouses de vaches et donc des germes pathogènes à la surface des sols entre deux pluies. Ainsi, plus la période de temps sec est importante, plus la concentration en *E. coli* dans les eaux de ruissellement sera importante dans la pluie qui succède à cet intervalle.

Afin de représenter au mieux la variabilité des teneurs en *E. coli* en sortie des petits bassins ruraux, il a donc été retenu d'utiliser les valeurs de KAY et coll. [2008] issues d'une plus grande série statistique de sous-bassins suivis plutôt que les valeurs données dans les autres études du *tableau I*. À la base, les sous-bassins de la baie des Veys sont majoritairement des bassins

ruraux à élevage plutôt intensif, et les valeurs de KAY et coll. [2008] pour ces bassins sont en cohérence avec ce qui est trouvé en Normandie. Ces concentrations de temps sec et de temps de pluie ont donc été intégrées. Mais pour inclure l'impact cumulatif de la durée de temps sec avant l'épisode de pluie, il a été considéré qu'une prairie lessivée par un épisode pluvieux restituait une eau à la concentration bactérienne de celle d'une prairie en élevage intensif après un temps sec de 60 jours, et à la concentration de celle d'une prairie en élevage extensif s'il y avait déjà eu un temps de pluie la veille. Cette approche offre l'avantage d'utiliser des valeurs mesurées et donc de ne pas avoir de paramètre de calage dans le calcul des flux émis par les sols agricoles.

Au final, la concentration des ruissellements agricoles pour chaque sous-bassin versant a été déterminée à partir de l'équation suivante appliquée à chaque heure :

– s'il ne pleut pas :

$$C_{\text{agricole}}(t) = 1,9 \cdot 10^3 \text{ E. coli}/100 \text{ mL};$$

– s'il pleut : $C_{\text{agricole}}(t) = \min(10^X; 10^5)$

$$\text{où } X = A + B \cdot D_{\text{TS}}(t)$$

Avec :

$D_{\text{TS}}(t)$ = durée de temps sec avant le début de l'événement pluvieux, en jours ;

$A = 3,934$ et $B = 0,014$ déterminés de sorte que :

$C_{\text{agricole}}(t) = 8,6 \cdot 10^3 \text{ E. coli}/100 \text{ mL}$ pour un temps de pluie avec antécédent de temps sec nul ;

$C_{\text{agricole}}(t) = 5,7 \cdot 10^4 \text{ E. coli}/100 \text{ mL}$ pour un temps de pluie avec antécédent de temps sec de 60 jours.

La concentration de temps de pluie a été bornée à $10^5 \text{ E. coli}/100 \text{ mL}$, même si, en pratique, il est rare

que la durée de temps sec dépasse 60 jours en Normandie.

Pour simuler le retour à la concentration de temps sec, une fonction de décroissance linéaire a été appliquée dès lors que le cumul pluviométrique était nul. Le taux de décroissance par pas de temps a été calculé pour assurer le retour de la concentration maximale de temps de pluie à la concentration de temps sec en 48 heures.

Les apports bactériens liés aux activités agricoles ont été calculés en multipliant les concentrations en bactérie de ces rejets par les flux d'eau de ruissellement calculés à l'aide du module NAM de DHI pour les surfaces agricoles (prairies et cultures) de chaque sous-bassin versant, et ces flux ont été injectés de façon linéaire le long du cours d'eau principal traversant le sous-bassin.

1.3.2. Calcul des débits et flux bactériens entrants

Comme indiqué ci-dessus, chacun des quatre grands bassins a été sectorisé en sous-bassins (figure 1). La modélisation différencie les sous-bassins aval de ces quatre grandes rivières et leurs sous-bassins amont. Par ailleurs, les petits fleuves côtiers jugés les plus impactants ont également été modélisés (le Taret Saint-Germain, le Taret Saint-Martin, la Grande Crique, l'Escalgrain, le Daim, l'exutoire d'un fossé naturel, l'exutoire du Rhin et du ru des Fontaines, le canal de Wigwam, le Veret, les polders et le chenal de Grandcamp), ceux-ci étant représentés sur la figure 1. L'une des particularités des quatre grands cours d'eau est la présence de portes à flots. Celles-ci s'ouvrent à marée descendante et se ferment à marée montante de sorte à éviter qu'à marée haute la mer ne rentre à l'intérieur des cours d'eau. Afin de pouvoir intégrer ce facteur clé très impactant pour les flux bactériens, tant en rivière qu'en mer, le calcul est réalisé au pas de temps horaire.

La modélisation des flux est la composition d'une modélisation des débits et d'une modélisation des concentrations en *E. coli*. Les chroniques de débit pour chaque sous-bassin sont calculées avec le module NAM de DHI à partir de la pluie, de l'évapotranspiration potentielle et de paramètres préalablement calés. Le modèle NAM est un modèle pluie-débit conceptuel qui simule les écoulements de surface, en zone insaturée et en nappe à partir des données mé-

téorologiques. Les données météorologiques utilisées sont les séries d'août 2008 à décembre 2012 de quatre stations météorologiques locales pour la pluie et de Sainte-Croix-du-Mont pour l'évapotranspiration. Par ailleurs, là où les données étaient disponibles en quantité suffisante (sept stations), les chroniques de débits mesurés aux stations hydrologiques ont été utilisées pour déterminer les paramètres de calage du module NAM via un module d'autocalage, forcé partiellement pour uniformiser les paramètres entre les sites. Les résultats obtenus sont bons avec des coefficients de corrélation de l'ordre de 0,8 sur les sites calés, et une déviation volumique maximale de 10%, ce qui est acceptable.

Un modèle Excel a été utilisé afin de calculer les concentrations en *E. coli* générées par les différentes activités de chaque sous-bassin versant. Les débits et concentrations ainsi déterminés ont alors servi à calculer les flux d'entrée :

- au modèle marin MARS pour les petits bassins versants côtiers ;
- à un point d'entrée local du modèle hydraulique des quatre grands fleuves pour les sous-bassins « amont » de ces grands bassins ;
- à un point d'entrée distribué le long du linéaire du modèle hydraulique des quatre grands fleuves pour les sous-bassins « aval » de ces grands bassins.

Pour les sous-bassins aval des quatre grands fleuves (Douve, Taute, Vire, Aure), les calculs ont été réalisés à l'aide du module hydraulique MIKE11. Celui-ci intègre les profils en travers des tronçons aval des cours d'eau modélisés ainsi que leur pente, qui est un paramètre clé pour la vitesse d'écoulement et donc pour le transfert des bactéries. Les débits (et concentrations en *E. coli*) associés aux sous-bassins amont ont été injectés à l'entrée du modèle des sous-bassins aval. Les conditions aux limites à l'aval des quatre cours d'eau sont les mêmes et sont constituées par la chronique de marée issue de la station de Grandcamp-Maisy. Le couplage avec le module « Contrôle Structure » a permis, quant à lui, la prise en compte de l'ouverture et de la fermeture des portes à flots qui impactent de façon significative les flux bactériens arrivant en mer (leur stockage et mortalité en amont des portes, les pics de flux lors des ouvertures des portes). ►

► 1.3.3. Intégration de la mortalité bactérienne

Dans le cas des grands fleuves, le temps de séjour est suffisamment long pour que la mortalité des coliformes joue un rôle important pendant leur trajet. Cette mortalité est donc prise en compte. À cette fin, le modèle MIKE11 est couplé au module Ecolab, qui permet l'intégration des équations de décroissance bactérienne. Comme pour les débits, les flux bactériens parvenant des sous-bassins amont ont été intégrés aux points d'entrée des sous-bassins « aval ». Les flux bactériens générés sur les sous-bassins versants « aval » des quatre grands fleuves sont distribués le long des cours d'eau pour les pollutions diffuses, et sous forme d'apports ponctuels pour les pollutions ponctuelles.

Le module Ecolab-WQ utilisé avec MIKE11 permet d'intégrer une loi de décroissance bactérienne en lien avec sa mortalité. Cette loi (loi de Chick) est du type :

$$C(t) = C(t_0) \times \exp(-Kd \times t)$$

$$T_{90} = \frac{\text{Ln}(10)}{Kd}$$

$$Kd = Kd_0 \theta_T^{(T-20)}$$

Avec :

$C(t)$ concentration au temps t , et $C(t_0)$ au temps initial;

T_{90} temps en heures au bout duquel 90% des bactéries sont mortes ;

Kd le taux de décroissance de *E. coli* (en 1/heure) ;

θ_T le coefficient de température pour le taux de décroissance (sans unité), pris égal à 1,09 ;

T la température de l'eau (en °C) ;

Kd_0 le taux de décroissance de *E. coli* à 20 °C, pris par défaut égal à 0,2875 h⁻¹ de sorte à respecter les valeurs de T_{90} présentées dans le *tableau II* en fonction de la température.

La loi de Chick est couramment utilisée pour déterminer la loi de décroissance des coliformes fécaux dans les modèles bactériens, à la fois dans les sols et dans l'eau [REDDY *et al.*, 1981 ; BAFFAUT et SADEGHI, 2006 ; GOURMELON *et al.*, 2010 ; BOUGEARD *et al.*, 2011]. C'est le cas du modèle SWAT comme du module Ecolab de MIKE11. En théorie, de nombreux paramètres ont un impact sur la décroissance bactérienne. Dans le cas de la baie des Veys, on peut considérer de façon synthétique que cette mortalité suit un

Température (°C)	T_{90} (h)
0	47
5	30
8	24
10	20
15	13
20	8
25	5

Tableau II. T_{90} utilisé dans les rivières en fonction de la température

cycle sensiblement lié au cycle saisonnier, avec une mortalité plus faible en hiver (faible température, forte turbidité des eaux et faible ensoleillement), et une mortalité plus forte en été (température plus élevée, turbidité plus faible et ensoleillement plus fort). On peut donc indirectement lier la variabilité de la mortalité à la température de l'eau. Le calage du coefficient Kd_0 a dès lors été réalisé en s'appuyant sur des valeurs typiquement rencontrées de T_{90} sur la côte normande (fournie par le comité de suivi scientifique du projet), à savoir 12 h en été et 24 h en hiver. Ces valeurs sont dans la fourchette des valeurs obtenues sur le bassin Seine-Normandie dans d'autres études avec en moyenne de 10 à 36 h [BEAUDEAU *et al.*, 2001 ; SERVAIS *et al.*, 2009].

Concernant la mortalité bactérienne, trois approches différentes ont été mises en œuvre suivant qu'il s'agisse d'un bassin amont (injection des flux en tête du bassin aval dans le modèle MIKE11), d'un bassin aval (intégration des flux de manière distribuée au modèle MIKE11) ou de bassins côtiers (injection à l'exutoire en mer). Mais quel que soit le sous-bassin considéré, il a semblé important d'intégrer une loi de décroissance bactérienne entre le point d'émission et le point d'injection dans l'hydrosystème modélisé. Si cette intégration est directement prise en compte pour les sous-bassins aval via le module Ecolab de MIKE11, il n'en va pas de même pour les sous-bassins amont et pour les sous-bassins côtiers. Ainsi pour ces sous-bassins, le calcul de concentration aux points d'injection a directement intégré une loi de décroissance bactérienne en amont de cette injection pour tenir compte du temps de trajet entre le point d'émission et l'injection (exutoire des sous-bassins amont et affluents à leur arrivée dans les sous-bassins

aval, exutoire en mer pour les sous-bassins côtiers). La démarche utilisée a été la suivante.

Pour les injections ponctuelles de type rejet de station d'épuration, la concentration a été calculée à partir du temps de transfert estimé sur la base de la vitesse d'écoulement et de la distance.

Pour les rejets linéarisés le long des sous-bassins « amont » et « côtiers », c'est-à-dire les rejets de l'ANC, de lessivage des sols urbanisés, de lessivage des sols agricoles, les flux en entrée du sous-bassin aval ou en mer ont été calculés en intégrant la loi de décroissance.

Les flux issus des différentes sources ont alors été sommés pour calculer les flux sortants du modèle terrestre.

1.4. Modèle en mer

Le modèle hydrodynamique utilisé est le modèle MARS calculant en 2D les courants, hauteurs d'eau et concentrations de substances dissoutes et transport sédimentaire. Il intègre le vent, les marées, la salinité...

La modélisation marine a été réalisée par Actimar (filiale de Suez Consulting) sur la base d'éléments construits par l'Iframer. Le maillage utilisé est 2D horizontal de 75 m de côté pour un périmètre modélisé de 22,5 km sur 22,5 km (figure 2). Il est inclus dans un modèle général du proche Atlantique et de la Manche à mailles larges, permettant de définir les conditions aux limites.

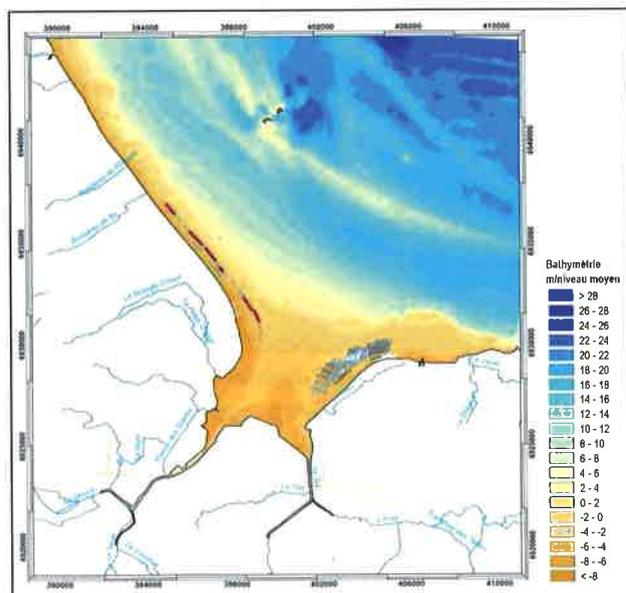


Figure 2. Bathymétrie de la baie des Veys

La mortalité bactérienne est basée sur la loi de Chick (voir ci-dessus pour le modèle terrestre). Les eaux de la baie des Veys sont globalement turbides du fait de la remise en suspension des sédiments sous l'action des marées. De fait, les T_{90} (temps pour 90% de mortalité) utilisés (et validés par le comité de suivi scientifique du projet) sont de 48 h en hiver et 24 h en été. Ces valeurs sont dans la fourchette des valeurs trouvées par LE HIR et coll. [1990] ou POMMEPUY [1995], sur d'autres études sur le littoral de la Manche, ou encore sur le littoral atlantique français [BATHING WATER COMMITTEE, 2009].

1.5. Calage et validation

Dans la mesure où les campagnes de mesures ne couvrent que des périodes courtes de temps sec et de temps de pluie en des points discrétisés d'une partie des cours d'eau, il était important de bien structurer les hypothèses et la méthodologie sur des bases locales aussi robustes que possible. De ce point de vue, on peut apporter les indications suivantes :

- les lois utilisées et paramètres sont uniformes sur l'ensemble des sous-bassins. Il n'y a donc aucune adaptation des lois et des paramètres à la spécificité des différents sous-bassins modélisés ;
- le calage hydraulique s'est fait de façon homogène sur sept sites pour lesquels nous disposons des mesures des débits sur l'ensemble de la période modélisée. Les paramètres de calage sont donc les mêmes pour ces sept sites. Ils ont alors été dupliqués sur les autres sous-bassins sans ajustement ;
- les concentrations et flux bactériens entrant dans les rivières ont été établis sur la base de mesures sur le bassin versant de la baie des Veys (stations d'épuration, déversoir d'orage, industries), dans des bassins versants de même nature (lessivage des sols agricoles), ou sur la base d'hypothèses consolidées par le comité de suivi scientifique (ANC, port, taux de ruissellement urbain...) et en accord avec les règles de bonnes pratiques ;
- les mortalités bactériennes en rivière et en mer et le taux de concentration dans les chairs de coquillages ont été estimés uniformément sur la base de données locales ou régionales et validés par le comité de suivi scientifique ;
- il n'y a donc aucun paramètre de calage relatif au volet bactériologique de la modélisation.

L'un des principaux intérêts de la méthodologie considérée est donc de réduire de façon considérable les paramètres de calage et de disposer d'une approche uniforme et globale. Cela permet de rendre plus robuste la modélisation adoptée.

Les résultats de flux bactériens modélisés ont alors été comparés aux flux mesurés pour valider la modélisation.

1.6. Scénarios testés

Une fois le modèle validé, celui-ci pouvait être utilisé pour tester des scénarios climatiques. L'objectif était ici d'évaluer l'éventail des impacts possibles des pollutions bactériennes sur les sites conchylicoles en fonction des conditions climatiques et de comparer les teneurs maximales mesurées dans les coquillages avec celles modélisées. Par ailleurs, des scénarios additionnels ont été testés pour évaluer l'impact de certains dysfonctionnements et pollutions accidentelles. Les scénarios climatiques testés ont comporté 32 scénarios croisant toutes les combinaisons de quatre paramètres :

- deux saisons (été, hiver) ;
 - deux conditions pluviométriques (temps sec, pluie semestrielle de 12 h en été et de 24 h en hiver sur la base de séquences pluviométriques réelles) ;
 - quatre conditions de vents (vent nul, vent de 10 m/s du sud-ouest, du nord-ouest, et du nord-est) ;
 - deux conditions de marée (morte-eau moyenne (coefficient 45), vive-eau moyenne (coefficient 95)).
- Les scénarios accidentels comportaient les 13 scénarios suivants :

- huit scénarios de dysfonctionnement complet de stations d'épuration pendant 6 heures au débit nominal en conditions de pluie semestrielle hivernales : quatre

stations d'épuration pour deux conditions de vent (nord-ouest et nord-est) ;

- quatre scénarios de dysfonctionnement simultané des pompes de neuf stations de relevage d'assainissement (avec rejet complet dans la rivière pendant 12 h) pour deux conditions pluviométriques hivernales (pluie et temps sec) et deux conditions de vent (nord-ouest et nord-est) ;

- un scénario de rejet complet de l'ANC d'un village sans abattement bactérien en période estivale de temps sec.

Ces scénarios climatiques et accidentels ont été simulés sur une durée de 4 jours. Pour l'événement pluvieux, le début de simulation était calé sur le début de l'épisode de pluie. La pluie hivernale considérée correspondait à la période du 15 au 19 décembre 2011 et la pluie estivale à la période du 6 au 9 septembre 2011. Les périodes de temps sec modélisées correspondaient aux périodes du 4 au 8 mars 2011 et du 18 au 22 septembre 2011. Les points de suivi en mer sont indiqués sur la *figure 1* et correspondent aux huit parcs conchylicoles et à deux sites de ramassage de coques. Il est à noter que, parmi ces sites, les parcs 1 à 4 et 8 ainsi que les deux sites coque 1 et 2 sont des sites suivis dans le cadre du programme de surveillance REMI.

2. Résultats et discussion

2.1. Validation du modèle terrestre

Le calage hydrologique donne de bons résultats sur les sept sites considérés, comme le montre le *tableau III*, et ce, malgré le fait que les paramètres de calage soient les mêmes pour tous les sites.

Les flux bactériens calculés ont été comparés aux flux mesurés lors des campagnes de mesures. La plupart des résultats calculés sont cohérents et proches des

Site	r ²	NSE	Déviaton
La Vire à Tessy-sur-Vire	0,81	0,636	0,023
La Vire à Saint-Lô (Moulin des Rondelles)	0,806	0,636	-0,008
La Vire à Montmartin-en-Graignes	0,861	0,646	-0,093
L'Elle à Saint-Jean-de-Savigny	0,833	0,676	0,005
L'Aure à Maisons (Pont-Fatu)	0,792	0,6243	0,023
La Drôme à Sully	0,792	0,6183	0,097
La Taute à Saint-Sauveur-Lendelin	0,801	0,603	0,099

r² : coefficient de détermination ; NSE : coefficient de Nash-Sutcliffe *efficiency* (coefficient d'efficacité).

Tableau III. Critères de calage du modèle hydrologique

valeurs mesurées, en tenant compte des incertitudes liées aux mesures et aux données d'entrée. Les figures 3 et 4 illustrent ces résultats. Dans ces figures, les flux sont exprimés en *E. coli*/heure. Les flux sont modélisés au pas de temps horaire, et les flux mesurés (recomposés à partir des mesures instantanées de débit et de concentrations en *E. coli*) sont ponctuels et représentés par des losanges.

On peut noter l'impact significatif des portes à flot sur les rejets en mer de certains cours d'eau (figure 4), ce qui confirme la nécessité d'inclure le fonctionnement de ces portes à flot dans la modélisation, et donc de

travailler à un pas de temps suffisamment court. Au total, hormis le cas particulier de la porte à flots de l'Aure, où le vélocimètre employé lors de la seconde campagne de mesures a eu un dysfonctionnement conduisant à une sous-estimation des débits, donc des flux mesurés, la plupart des mesures correspondent en ordre de grandeur aux flux simulés à l'aide du modèle, validant ainsi l'approche macroscopique uniforme mise en œuvre sur le bassin versant de la baie des Veys.

2.2. Scénarios testés et enseignements tirés

Les scénarios climatiques testés montrent l'impact important des pluies sur les teneurs bactériennes ►

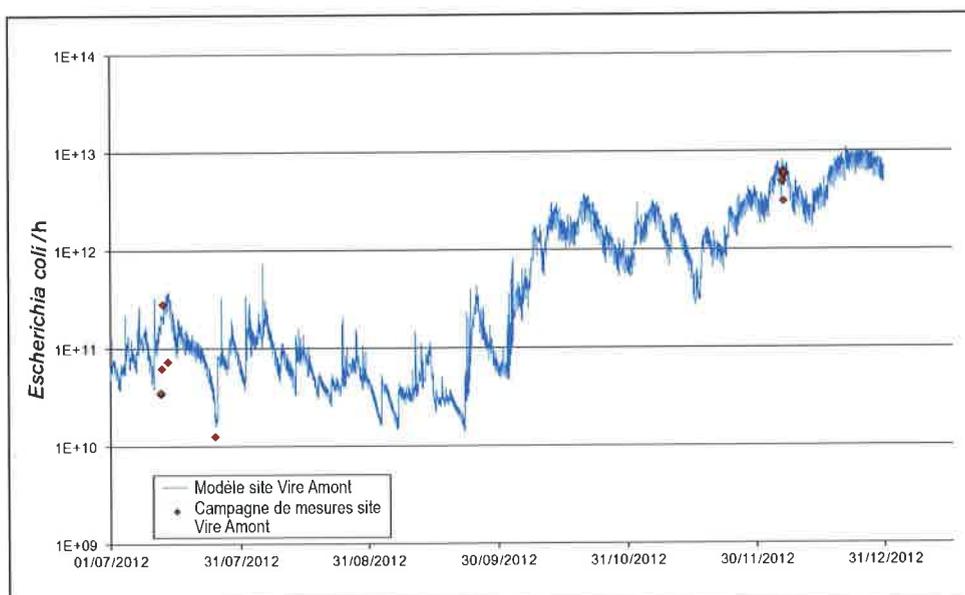


Figure 3. Flux bactérien en *E. coli* par heure sortant du modèle terrestre du sous-bassin de la Vire amont (comparaison des calculs et des mesures)

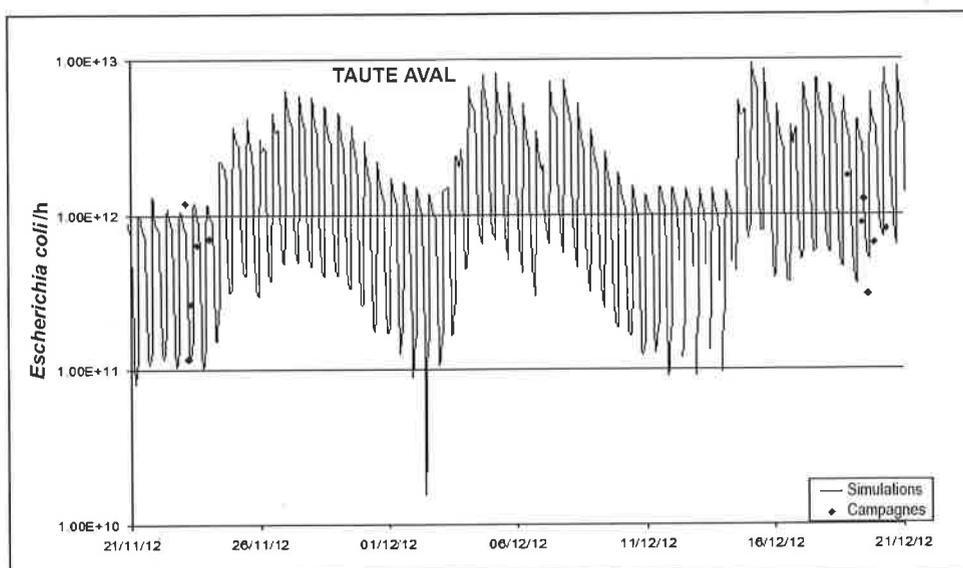


Figure 4. Flux bactérien horaire sortant du modèle terrestre de la Taute (comparaison des calculs et des mesures)

► en mer (voir figure 5 à titre d'exemple). Au total, les scénarios ayant le plus d'impact correspondent aux conditions de pluie semestrielle hivernale.

La comparaison des résultats permet de mettre en évidence l'influence du vent et des marées. Lors des pics de pollution terrestre, le vent a un impact sur la répartition spatiale des pollutions apportées par les cours d'eau. À titre d'exemple, un vent du nord-ouest provoque un apport polluant de Grandcamp vers le parc 3, alors qu'un vent du sud-ouest l'éloigne du même parc. Par ailleurs, les marées conduisent à une succession de pics de pollution au droit des sites conchylicoles (figure 6).

Les coquillages ne sont donc pas soumis constamment à la pollution, et les pics de concentrations ne sont donc pas caractéristiques des teneurs rencontrées dans les chairs de coquillages.

Dans tous les cas, l'impact des marées est manifeste et conduit à des oscillations des teneurs en *E. coli* en phase avec ces marées. Cette tendance apparaît nettement à la visualisation dynamique des panaches. Les teneurs sont globalement fortes à marée basse (car il y a alors concentration des contaminations) et minimales à marée haute (notamment du fait de la fermeture des portes à flots). Les pics sont obtenus suivant les cas, soit en marée descendante (coque 2, par exemple) soit en début de marée montante (parc 1, par exemple). Là encore, c'est logique, car l'entame

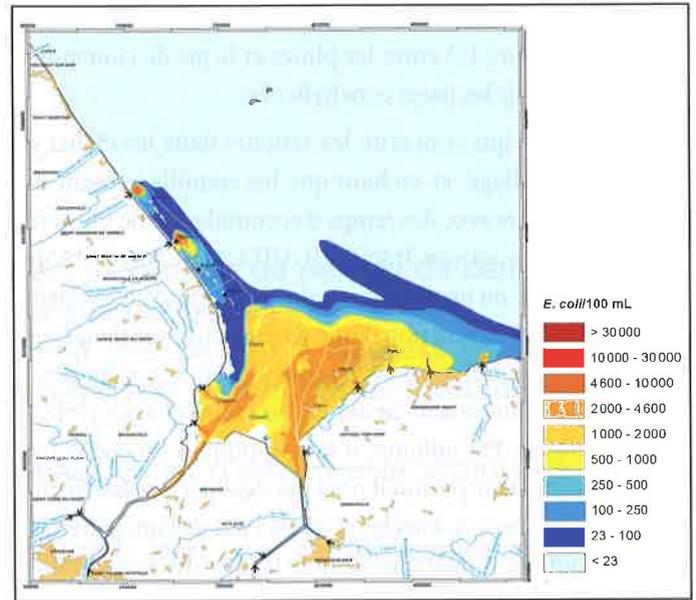


Figure 5. Concentrations maximales en *E. coli*/100 mL d'eau de mer pour la situation hivernale de temps de pluie pour un vent du nord-ouest et une marée de vive-eau moyenne (les sites conchylicoles sont indiqués sur la figure, et les flèches représentent les flux bactériens sortants du modèle terrestre vers le milieu marin)

de marée descendante conduit à l'ouverture des portes à flot et donc à un pic de contamination entrant en mer. En cas de marée montante, la situation est un peu plus complexe, mais on constate qu'il s'agit de phénomènes localisés pour lesquels les pollutions apportées par certains cours d'eau sont bloquées par la remontée de la marée et tendent alors à s'accumuler sur certains secteurs.

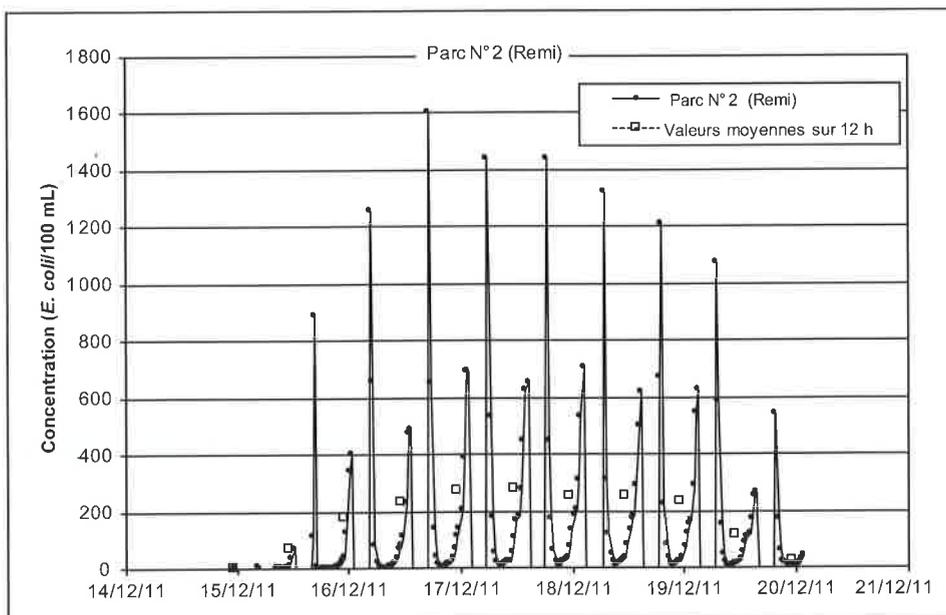


Figure 6. Concentration dans l'eau (*E. coli*/100 mL) au parc 2 avec le scénario SC2 (vent du sud-ouest), au pas de temps de 1/2 h et moyenne sur 12 h

On note aussi un temps de latence allant de 1/2 jour à 2 jours 1/2 entre les pluies et le pic de contamination sur les parcs conchylicoles.

En ce qui concerne les teneurs dans les chairs de coquillage, et sachant que les coquillages sont des filtreurs avec des temps d'accumulation de plusieurs heures en eau fraîche [GUILLAUD et ROMANA, 1992], on peut supposer que la teneur dans les chairs est plutôt fonction d'une teneur moyenne dans l'eau. À cette fin, nous avons considéré des moyennes sur 12 h qui caractérisent plus ou moins chaque cycle de marée. Par ailleurs, il faut appliquer un coefficient correcteur puisqu'il n'y a pas égalité entre les teneurs dans l'eau et dans les chairs du fait de l'intégration de nombreux facteurs, dont le facteur de concentration dû à la filtration. Afin de simplifier cette démarche complexe, nous avons considéré un ratio moyen retrouvé par l'Ifremer dans la Manche, qui est de 10 entre la concentration dans les chairs de coquillages et dans l'eau [PRIEUR *et al.*, 1990 ; GUILLAUD et ROMANA, 1992]. Ainsi, si au droit des sites conchylicoles on moyenne les teneurs en *E. coli* dans l'eau de mer sur 12 h, et que l'on divise les teneurs dans les

coquillages par 10, on peut comparer l'ordre de grandeur moyen des pics de contamination dans l'eau au droit des coquillages, calculés à partir des mesures dans les chairs de coquillage, avec les calculs de notre modèle au droit de ces mêmes sites. Pour la plupart des sites conchylicoles suivis, les teneurs maximales calculées par la modélisation sont conformes avec les valeurs maximales mesurées *in situ* par les suivis REMI réalisés. La figure 7 donne sur le site du parc 1 un exemple de comparaison de valeurs mesurées dans les chairs de coquillages divisée par 10 (pour restituer une teneur dans l'eau), avec les valeurs simulées pour les trois scénarios les plus critiques (temps de pluie hivernale avec différentes directions de vent). À des fins indicatives, on rappelle que la norme européenne en vigueur lors de l'étude considérait les seuils suivants dans les chairs fraîches et liquides intravalvulaires des coquillages (tableau IV). Cette norme a évolué depuis peu. Comme on considère un facteur de concentration de 10 entre l'eau et les chairs de coquillage, cela signifie qu'il faut considérer les chiffres du tableau IV divisés par 10 dans l'eau pour l'interprétation de la figure 7. ►

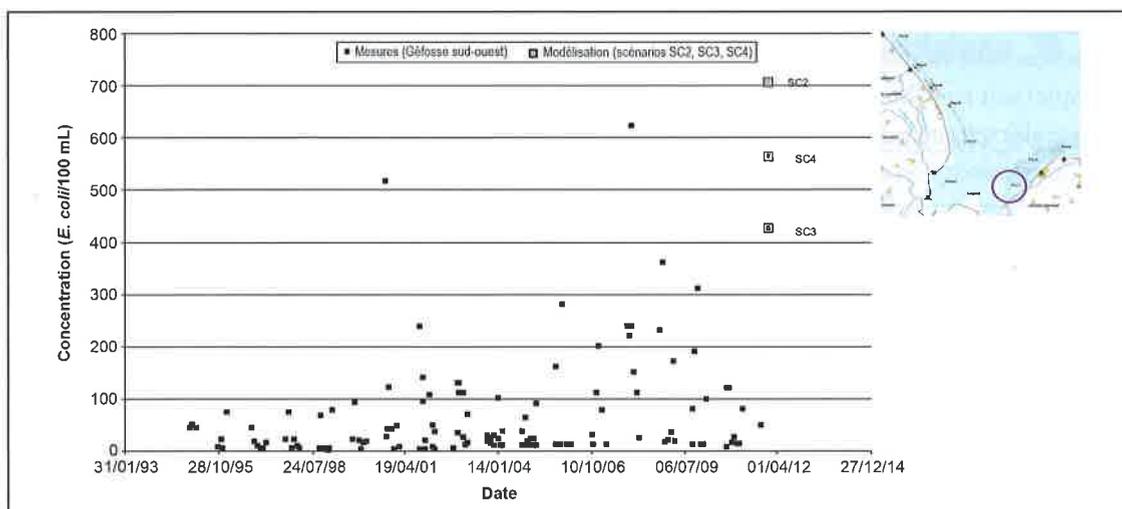


Figure 7. Comparaison des mesures hivernales au point REMI Gêfosse entre 1995 et 2011 avec les valeurs maximales moyennées sur 12 h du modèle en pluie semestrielle hivernale avec vent du nord-ouest, sud-ouest et nord-est (scénarios SC2, SC3 et SC4) au parc 1

Classe	100% des échantillons	90% des échantillons	10% des échantillons
A	< 230 <i>E. coli</i> /100 g		
B		< 4 600 <i>E. coli</i> /100 g	< 46 000 <i>E. coli</i> /100 g
C	< 46 000 <i>E. coli</i> /100 g		
D	> 46 000 <i>E. coli</i> /100 g		

Tableau IV. Norme européenne de classement des chairs de coquillages en vigueur en 2014

► 2.3. Le modèle comme outil du plan d'action et comme outil de gestion active

L'avantage du modèle couplé est de permettre de faire des bilans en identifiant l'origine des bactéries arrivant en mer. Cette répartition peut se faire par sous-bassins et, dans ces sous-bassins, par source bactérienne (lessivage de sols urbains, de sols agricoles, ANC, station d'épuration...). Le modèle permet aussi, sur un parc conchylicole, d'identifier quelles sont les rivières contribuant aux pollutions bactériennes. En couplant les deux notions, on peut donc en déduire les sources émettrices contribuant aux pollutions bactériennes au droit des sites conchylicoles. La figure 8 donne un exemple de répartition des pollutions bactériennes sur un site et pour certains des scénarios testés.

Ce découpage des teneurs en bactéries sur les sites conchylicoles en les liant aux sources de contamination est une réelle avancée, car elle permet de cibler dans le plan d'action les sources les plus contributives (tel sous-bassin d'élevage, tel rejet de station d'épuration, les eaux pluviales urbaines de telle ville, l'ANC de tel sous-bassin...), pas en tant qu'émetteurs, mais en tant qu'impact sur les sites à protéger. On peut également utiliser le modèle pour calculer l'effet de mesures de réduction de ces sources émettrices de

coliformes fécaux, et d'en tester l'impact sur les concentrations au droit des sites à protéger.

Comme le font remarquer GOURMELON et coll. [2010], l'un des buts ultimes de la modélisation serait de pouvoir l'utiliser comme outil de détection précoce. Cependant, vu le nombre important d'éléments interagissant entre eux, on ne peut garantir une fiabilité certaine. Par ailleurs, il faudrait une grande réactivité dans la collecte des données d'entrée pour faire les calculs suffisamment vite pour que les résultats arrivent avant la pollution en mer. Il nous semble que sans en arriver à ce stade ultime, et outre l'usage mentionné ci-dessus (outil d'identification des sources les plus polluantes, et outil pour tester l'efficacité de mesures potentielles), on peut néanmoins envisager d'utiliser le modèle comme outil de gestion active. En effet, il peut servir à établir les ordres de grandeur des temps de latence entre les événements pluvieux et l'arrivée des pollutions en mer (ou entre les événements de pollution accidentelle et leur arrivée en mer), et définir quels sites seront potentiellement touchés. À partir de ces éléments, on peut envisager de déclencher préventivement des actions d'arrêt des ramassages des coquillages sur les sites pour lesquels on anticipe un risque de contamination.

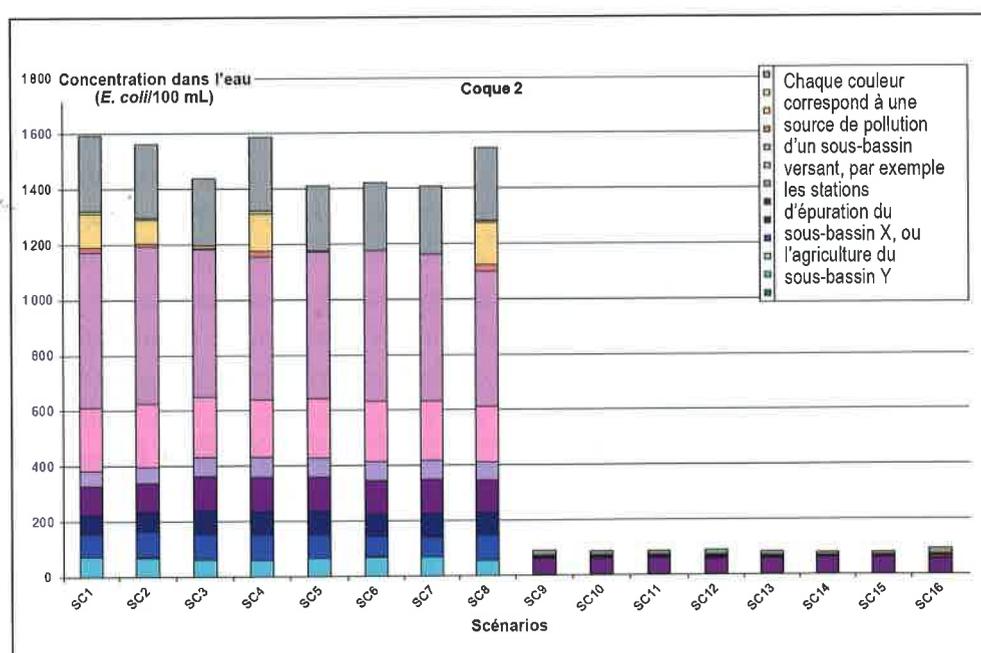


Figure 8. Répartition de l'origine des concentrations en *E. coli* calculées au site coque 2 pour 16 des scénarios météorologiques

2.4. Quels enseignements concernant l'extension des bassins versants à prendre en compte, le pas de temps de calcul, et l'impact des marées

Les temps de latence entre pluie et arrivée des pollutions sur les parcs conchylicoles sont d'un ordre de grandeur assez proche de ceux obtenus par BOUGEARD et coll. [2011] avant arrivée en mer dans leur modélisation du bassin de Daoulas en Bretagne (France) puisqu'ils trouvent un temps de 2 jours. Cette durée de latence avant l'arrivée du pic de pollution bactériologique est bien évidemment dépendante du trajet dans les cours d'eau. Plusieurs études montrent l'impact significatif du mode d'occupation des sols des bassins versants situés à proximité des côtes (et donc des activités humaines qui y sont pratiquées). C'est le cas de CROWTHER et coll. [2003] cité dans BOUGEARD et coll. [2011]. Mais comme le font remarquer BOUGEARD et coll. [2011], les facteurs ayant un impact sur le retour à la normale après des pollutions bactériennes en mer sont non seulement les marées et le vent, mais aussi la pluie et le fonctionnement des rivières. Ainsi, le retour à la normale peut prendre 2 semaines, voire des temps plus longs si l'on a affaire à des pluies de longue durée. BOUGEARD et coll. [2011] en déduisent que l'usage du pas de temps journalier suffit pour modéliser leur bassin de Daoulas (133 km²), tout en indiquant que certains pics de flux bactériens peuvent ne durer que 2 ou 3 h.

Or l'une des avancées majeures de la méthodologie appliquée au bassin de la baie des Veys tient justement à l'utilisation d'un pas de temps horaire. Et les résultats montrent que plusieurs phénomènes cruciaux ne peuvent être appréhendés qu'à l'échelle horaire. C'est le cas de l'effet majeur des marées sur la dispersion des polluants en mer (*figure 6*). Mais c'est aussi le cas de la gestion des portes à flots, les flux bactériens arrivant en mer étant très influencés par ces cycles (*figure 4*).

Ainsi, on peut en déduire que le pas de temps de calcul doit être adapté au contexte, et être plus précis en cas de marées importantes ou de temps de concentration court sur les bassins versants.

Or ces marées jouent justement un rôle significatif sur les pollutions bactériennes en mer, non seulement par leur impact sur les flux entrants tel qu'évoqué ci avant, via la gestion des portes à flots, ou le ralentissement/accélération des flux délivrés par les cours d'eau. Mais elles agissent également sur la concentration/dispersion des bactéries en mer, ainsi que sur leur remobilisation/mortalité en lien avec les sédiments et la turbidité associée. Il n'est pas sans raison que les marées soient un facteur aggravant le risque de contamination bactérienne en mer [BATHING WATER COMMITTEE, 2009; ARAGONES *et al.*, 2016]. Dans le cas de la baie des Veys, l'impact indirect des marées sur la turbidité n'a pas été intégré. Mais l'influence des marées est significative sur la concentration/dispersion des bactéries avec des effets de concentration à la fois à marée montante et à marée descendante comme le montre clairement la *figure 4*. Ces effets sont très dépendants de la bathymétrie, de la localisation des cours d'eau et des sites conchylicoles, notamment du fait de la formation de chenaux d'écoulements préférentiels.

Conclusions

L'importance économique des parcs conchylicoles dans la baie des Veys conduit à surveiller de près les pollutions bactériennes provenant du bassin versant de cette baie. La modélisation réalisée permet de caractériser cette contamination et de préconiser des actions sur les sources de pollution. Celle-ci comporte à la fois un modèle terrestre des flux bactériens provenant du bassin versant, et un modèle en mer permettant de lier les teneurs au droit des parcs conchylicoles aux sources de contamination (nature et localisation). Ce modèle a rempli son objectif, confirmant quelles sources bactériennes arrivent sur quels parcs conchylicoles et dans quels contextes. Il a aussi démontré l'impact majeur de la pluviométrie sur les flux arrivant en mer, et permis de hiérarchiser les sources de pollution (lessivage des sols agricoles, rejets de station d'épuration, lessivage des sols urbains, ANC...) dans leur participation aux bilans des contaminations en mer. La modélisation montre en outre l'importance de travailler au pas ►

- de temps horaire, nécessité liée à l'impact majeur des marées et de la fermeture/ouverture des portes à flots situées à l'exutoire des grandes rivières.

Cette démarche est transposable à d'autres contextes, par exemple pour protéger une prise d'eau potable contre des contaminations bactériennes, ou pour protéger un espace naturel sensible. Elle constitue un véritable outil pour définir des plans d'action et des plans de gestion active.

Bibliographie

AGRICULTURE-EAU-ENVIRONNEMENT (2003) : *Suivi de la qualité microbiologique du Saultbesnon : impact des activités d'élevage*. Rapport d'étude 04 LITT 02, réalisé pour le compte de l'Agence de l'eau Seine Normandie, 38 p.

AITKEN M.N. (2003) : « Impact of agricultural practises and river catchment characteristics on river and bathing water quality », *Water Science and Technology*; 48(10) : 217-24.

ARAGONES L., LOPEZ I., PALAZONB A., LOPEZ-ÚBEDA R., GARCIA C. (2016) : « Evaluation of the quality of coastal bathing waters in Spain through fecal bacteria *Escherichia coli* and *Enterococcus* ». *Science of the Total Environment*; 566-567 : 288-97.

BAFFAUT C., SADEGHI A. (2010) : « Bacteria modeling with SWAT for assessment and remediation studies: A review ». *Transaction of the ASABE*; 53(5) : 1585-94.

BATHING WATER COMMITTEE (2009) : *Bathing water profiles : best practice and guidance*. European Environment Agency (EC DG ENV 2009). Disponible en ligne : http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/pdf/profiles_dec_2009.pdf

BEAUDEAU P., TOUSSET N., BRUCHON F., LEFEVRE A., TAYLOR H.D. (2001) : « In situ measurement and statistical modelling of *Escherichia coli* decay in small rivers ». *Water Research*; 35(13) : 3168-78.

BENHAM B.L., BAFFAUT C., ZECKOSKI R.W., MANKIN K.R., PACHEPSKY Y.A., SADEGHI A.M., et al. (2006) : « Modeling bacteria fate and transport in watersheds to support TMDLs ». *Transaction of the ASABE* : 49(4) : 987-1002.

BOUGEARD M., LE SAUX J.C., PERENNE N., BAFFAUT C., ROBIN M., POMMEPUY M. (2011) : « Modeling of *Escherichia coli* on a catchment and the impact on coastal water and shellfish quality ». *Journal of American Water Resources Association*; 47(2) : 350-66.

BRETON M., LE GAC S., PERENNE N., RAILLARD O., VUATHIER J., CALVEZ C., et al. (2012) : « Étude par modélisation mathématique de la vulnérabilité sanitaire des cheptels conchylicoles de l'aber Benoit ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 92-8.

Remerciements

Nous souhaitons remercier les partenaires ayant contribué au travail réalisé, en premier rang desquels Marguerite Breton d'Actimar. Nous souhaitons également remercier le Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin qui était le maître d'ouvrage de l'étude, et les administrations (agence de l'eau, direction départementale des territoires et de la mer (DDTM)...) pour leur participation à ce projet.

COUDRAY S., DUFRESNE C., DUFFA C., ARNAUD M., THEBAULT H., GATTI J., et al. (2012) : « Validation hydrodynamique d'un modèle de représentation de panaches bactériologiques en grande rade de Toulon ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 77-84.

CROWTHER J., WYER M., BRADFORD M., KAY D., FRANCIS C. (2003) : « Modelling fecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data ». *Journal of Applied Microbiology*; 94 : 962-73.

DUCHEMIN J., HEATH P. (2012) : « Caractérisation des sources de pollution rurales et urbaines en vue de l'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 3-10.

DUCHEMIN J. (2013) : *Sources de pollution microbiologique urbaines et diffuses : quels outils de quantification*. Disponible en ligne : https://www.espace-prive.eau-seine-normandie.fr/fileadmin/mediatheque/Eau-et-sante/journee_astee/P6ASTEENorm20130117JDuchemin.pdf

GANDOUIN C., METADIER M., FREMEAUX L., PARCE S. (2012) : « Caractérisation des rejets urbains en bactériologie ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 11-7.

GOURMELON M., LAZURE P., HERVIO-HEATH D., LE SAUX J.C., CAPRAIS M.P., LE GUYADER F.S., et al. (2010) : « Microbial modeling in coastal environments and early warning systems: useful tools to limit shellfish microbial contamination ». In : Rees G., Pond K., Kay D., Bartram J., Santo Domingo J., eds. *Safe management of Shellfish and Harvest Waters*. Londres : World Health Organization, Published by IWA Publishing. p. 297-318.

GUILLAUD J.F., ROMANA A. (1992) : « Les rejets urbains en mer ». *Analysis Magazine*; 20(6) : 34-7.

KASHFIPOUR S.M., LIN B., FALCONER R.A. (2006) : « Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin ». *Water Research*; 40 : 1413-25.

KAY D., CROWTHER J., STAPLETON C.M., WYER M.D., FEWTRELL L., ANTHONY S., et al. (2008) : « Faecal indi-

cator organism concentrations and catchment export coefficients in the UK ». *Water Research* ; 42(10-11) : 2649-61.

LAPLACE D., JACQUET S., TAVERNIER C., BARAIZE P., GUIVARCH J.Y. (2012) : « La gestion des eaux pluviales et l'impact sur la qualité des eaux de baignade à Marseille ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 31-8.

LEE R., KAY D., WYER M., MURRAY L., STAPLETON C. (2010) : « Sanitary profiling of shellfish harvesting areas ». In : Rees G., Pond K., Kay D., Bartram J., Santo Domingo J., eds. *Safe management of Shellfish and Harvest Waters*. Londres : World Health Organization, Published by IWA Publishing. p. 121-43.

LE HIR P., GUILLAUD J.F., POMMEPUY M., LE GUYADER F., SALOMON J.C. (1990) : « Modélisation du transport dissous et particulaire dans l'estuaire de Morlaix. Application au devenir des bactéries entériques ». *La Houille Blanche* ; 3(4) : 273-8.

LEVASSEUR A., GONNORD J.Y., MURTI J.M., DAVID E. (2012) : « Modélisation et analyse des flux de pollution bactérienne entre La Plaine-sur-Mer et Saint-Michel-Chef-Chef (Loire-Atlantique) ». In : Astee, ed. *La qualité bactériologique des eaux de baignade*. Actes du colloque des 4 et 5 avril 2012 à Marne-la-Vallée, France. p. 85-91.

OLIVER D.M., HEATHWAITE L., HAYGARTH P.M., CLEGG C.D. (2005) : « Transfer of *Escherichia Coli* to water from

drained and undrained grassland after grazing ». *Journal of Environmental Quality* ; 34 : 918-25.

POMMEPUY M. (1995) : *Devenir des bactéries entériques en milieu littoral. Effet du stress sur leur survie* [thèse]. Université de Rennes I, 273 p. Disponible en ligne : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00052/16319/13822.pdf>

PRIEUR D.; MEVEL G., NICOLAS J.L., PLUSQUELLEC A., VIGNEULLE M. (1990) : « Interactions between bivalve molluscs and bacteria in the marine environment ». *Oceanography and Marine Biology An Annual Review* ; 28 : 277-352.

REDDY K.R., KHALEEL R., OVERCASH M.R. (1981) : « Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes ». *Journal of Environmental Quality* ; 10(3) : 255-66.

SALOMON J.C., POMMEPUY M. (1990) : « Mathematical model of bacterial contamination of the Morlaix estuary (France) ». *Water Research* ; 24(8) : 983-94.

SERVAIS P., GARCIA-ARMISEN T., GEORGE I., BILLEN G. (2007) : « Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network: Sources, fate and modeling ». *Science of the Total Environment* ; 375 : 152-67.

SERVAIS P., BILLEN G., GARCIA-ARMISEN T., GEORGE I., GONCALVES A., THIBERT S. (2009) : *La contamination microbienne du bassin de la Seine*. Programme Piren-Seine (AESN), ISBN 978-2-918251-08-8, 35 p.

Résumé

M. LAFFORGUE, L. GÉRARD, C. VIEILLARD

Modélisation des flux de coliformes fécaux parvenant à la baie des Veys (Normandie, France)

La baie des Veys, située en Normandie (France), est le lieu d'un nombre important de parcs conchylicoles. Cette activité économique est à la merci de pollutions bactériennes ponctuelles issues du bassin versant, qui peuvent alors rendre potentiellement les coquillages impropres à la consommation, et donc nuire à leur commercialisation. Le bassin versant de 3500 km² comporte quatre grandes rivières (Vire, Aure, Douve, Taute), ainsi que des petits cours d'eau côtiers. Une étude complète a été réalisée afin d'identifier dans quel contexte il y a des risques de contamination importante des parcs conchylicoles, d'où proviennent les bactéries correspondantes, et de définir un plan d'action à mettre en œuvre pour y remédier. Cette étude s'est appuyée sur une double modélisation des flux bactériens (*Escherichia coli*), consistant en un modèle terrestre sur le bassin versant jusqu'aux exutoires en mer, et un modèle marin, les sorties

du premier modèle étant les entrées du second. Ces modèles ont pris en compte les sources d'émission, le routage et la mortalité bactérienne dans les rivières et en mer. Le modèle terrestre a été calé sur la base de campagnes de mesures en été et en hiver. La modélisation a ensuite été utilisée pour tester des scénarios climatiques (avec différentes conditions de vent, de marée, de pluie et de température) et des scénarios de pollutions accidentelles ou prospectifs. Cette modélisation permet de lier les contaminations principales des parcs conchylicoles aux sources d'émission (sous-bassins versants agricoles, rejets de station d'épuration, rejets pluviaux urbains...), et constitue donc un outil de premier ordre pour un plan d'actions ciblées. Il est en outre utilisable comme outil de gestion active en cas de pollution accidentelle. Les pluies et les portes à flots apparaissent avoir un effet majeur sur les bilans des flux bactériens arrivant en mer.

M. LAFFORGUE, L. GÉRARD, C. VIEILLARD

Modeling of Fecal Coliform fluxes received by the baie des Veys (Normandy, France)

Baie des Veys, located in Normandy (France), is the place of huge shellfish parks. They are under the threat of potential contaminations from the bay's watershed that can endanger this commercial activity. This watershed has a 3,500 km² surface area, mainly composed by four huge rivers (Vire, Aure, Douve, Taute), plus small coastal rivers. A study was developed to identify what are the risks of contamination of the shellfish parks, the origins of the corresponding bacteria, and to develop an action plan to limit these risks. This study was mainly built from a double modeling of bacterial fluxes (*Escherichia coli*), consisting of a terrestrial model up to the land/sea interface, and a marine model, the entrance of which being the output of the other model. These models included *E. coli*

sources, and their routing and death in the rivers and sea. Terrestrial model was calibrated from a dedicated field campaign (including summer and winter seasons). Then it was used for testing climatic events (including wind, tide, rain and temperature parameters) and potential accidental pollutions, or forecasting scenarios. The double modeling approach enabled to link contamination of the shellfish parks with the corresponding sources of contamination (agricultural watersheds, wastewater treatment plant's outputs, urban drainage...). It is then a useful tool for defining action plan. It can also be used for active management of the watershed in case of accidental pollution. One of the conclusion is that both rain and sluice gates have a major impact of the bacterial fluxes to the sea.

Egger – solutions pour l'épuration des eaux usées

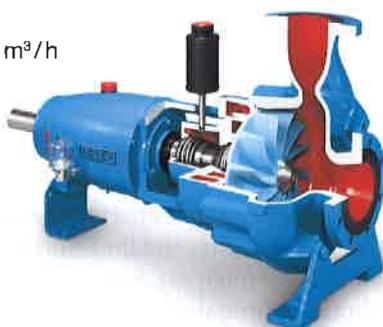
EGGER

SWISS ENGINEERED
PUMPS SINCE 1947

Les pompes Turo® Vortex

sont spécialement conçues pour le refoulement d'eau usée avec filasses, de liquides chargés et de boues.

- Forte HMT jusqu'à 160 m CE – 650 m³/h
- Passage intégral
- Rendement élevé
- Construction monobloc, verticale, submersible



Traitement de sable - Transferts, vidanges de fosses - Boues de curage

Egger Pompes Turo
France SARL.
Impasse des Granges
38290 La Verpillière (France)
Tel. +33 (0)4 74 94 50 05
info.france@eggerpumps.com

www.eggerpumps.com