

La gestion intégrée de la qualité des eaux de baignade en cas de rejets de déversoirs d'orage : études des cas de Barcelone et de la Côte d'Estoril

Neves, Ramiro* ; Gutiérrez, Enrique** ; Neto, Cláudia* ; Malgrat, Pere** ; Fernandes, Rodrigo* ; Cabot, Jordi** ; Granger, Conceição[†] ; Suñer, David**

*) Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1, 1049-001 Lisbonne, Portugal. Courriel : ramiro.neves@ist.utl.pt Tél. : +351 218417397

***) CLASBA, Carrer Acer 16, 3 planta. 08038 Barcelone, Espagne. Courriel : EGutierrez@clabsa.es Tél. : +34 93 289 68 00

†) SANEST SA, Quinta da Flor da Murta, 2770-064 Paço de Arcos, Portugal. Courriel : CGranger@sanest.pt Tél. : +351 214462100

Résumé

La nouvelle directive européenne concernant les eaux de baignade (2006/7/EC) impose « la gestion active » de la qualité de l'eau au lieu de la simple « surveillance » stipulée dans la directive précédente. De ce fait les autorités responsables sont confrontées à une tâche importante qui consiste à établir les profils des eaux de baignade, détecter les sources potentielles de contamination, prévoir leur impact sur la qualité des eaux de baignade et prendre les mesures correctives adéquates. En plus, elles doivent réagir en cas de situation critique et informer le public au cas où la baignade présenterait un risque pour la santé publique.

Les eaux côtières près des centres urbains sont exposées aux débordements des réseaux d'eaux usées qui peuvent entraîner de courtes périodes de pollution des eaux de baignade. C'est ce qui se passe en général en cas d'événements pluvieux. Les rejets les plus graves se déversent directement sur la côte, produisant une pollution ponctuelle qui est facile à identifier et à surveiller. En revanche, la pollution diffuse qui résulte d'écoulements mineurs est souvent la source principale de la pollution de rivières en milieu urbain et peut constituer un risque majeur pour les plages urbaines.

Cette étude décrit les stratégies, les méthodologies et les outils qui ont été élaborés pour permettre l'application de la nouvelle directive sur les eaux de baignade à Barcelone et sur la Côte d'Estoril, à l'ouest de Lisbonne. La municipalité de la ville de Barcelone a mis en place un système d'information, pour communiquer la qualité de l'eau au public, en temps réel, sur la base de simulations numériques en ligne, incluant des modèles hydrodynamiques du milieu marin et des systèmes d'eaux usées. Les déversements d'eaux usées directement sur les plages venant des déversoirs d'orage à grand débit constituent la principale source de pollution. Un protocole de gestion impliquant tous les acteurs concernés a été établi pour assurer une coordination adéquate, une réponse efficace et une bonne communication avec le public en cas de pollution.

Des études ont été effectuées sur la Côte d'Estoril pour comprendre le fonctionnement du système en cas de pollution des plages, pour pouvoir procéder à l'utilisation du profil de plage comme base d'un système de pré-alerte à l'avenir. Des problèmes majeurs se posent quand des rivières à débit très réduit sont sujettes à de faibles déversements accidentels dus aux débordements localisés en cas d'événements pluvieux, et à la pollution diffuse. Une méthode de classification de la qualité des eaux de baignade calculée à partir des résultats de modèles numériques est proposée avec une approche conforme aux critères de la Directive à partir de prélèvements sur le terrain.

Abstract

The new European Bathing Water Directive (2006/7/EC) enforces "active management" of water quality instead of simple "monitoring" as in the previous Directive. Therefore, responsible authorities have an important task ahead to develop bathing water profiles, detect potential contamination sources, and forecast their impact on bathing water quality and take adequate correction measures. Additionally, they have to react to emergency situations and inform the public if bathing can mean a health risk.

Coastal waters near urban areas are exposed to sewer system overflows which can cause episodes of short term bathing water pollution. Typically, this is the case under rain events. The most serious overflows discharge directly on the coast line generating point-source pollution easy to identify and to monitor. On the contrary diffuse pollution originated by small discharges is often the main source of pollution of small urban streams which discharges can be major threats to urban beaches.

The strategies, the methodologies and the tools developed to support the implementation of the new bathing water directive in Barcelona and Costa do Estoril (West of Lisbon) are described. The Barcelona city council has implemented a public information system with real time information of water quality based on online numerical simulations, including sewer and marine hydrodynamic models. Direct discharges on the beach area from large emergency sewer overflows are the main source of pollution. A management protocol has been established involving all relevant agents to assure an adequate coordination, effective response and information to the public in case of contamination events.

In Costa do Estoril work has been done to understand the behaviour of the system in the case of beach contamination in order to develop the beach profile as a basis of a future early warning system. Major problems are originated by very small streams submitted to accidental small discharges due to local overflows during rain events and to diffuse pollution. A method for classifying the bathing water quality based on numerical model results has been proposed to resemble the Directive criteria based on field samples.

Mots clés : modélisation intégrée, rejet de déversoir d'orage, débordements par temps sec, prévision de la qualité des eaux de baignade, gestion des plages, systèmes d'alerte, gestion intégrée du cycle de l'eau.

Keywords: Integrated modelling, CSO, DWO, bathing water quality prediction, beach management, alert systems, water cycle integrated management.

Introduction

La Directive 76/160/CEE concernant la qualité des eaux de baignade avait un caractère normatif. Selon cette Directive une eau de baignade (EB) était classée tous les ans en fonction des résultats du programme de contrôle de l'année précédente. La nouvelle Directive, concernant la « gestion » de la qualité des eaux de baignade (DEB) 2006/7/EC, est de caractère proactif, avec l'objectif d'éviter que les baigneurs soient exposés à la pollution. Le Profil des Eaux de Baignade est l'outil de base pour la gestion de l'EB et pour la mise en place d'un système de pré-alerte, et comprend l'identification des sources de pollution potentielles. Un sondage effectué au Royaume Uni (Hewett, 2007) a montré qu'un tel système plairait aux 2/3 des baigneurs britanniques. La mise en place d'un système de pré-alerte, évitant ainsi que les baigneurs soient en contact avec des eaux polluées, est une mesure suggérée par la nouvelle Directive pour les eaux de baignade qui sont soumis à des épisodes de pollution à court terme.

Lorsque les courants côtiers sont importants, une pollution déversée à un endroit peut contaminer d'autres régions en aval. Dans ce cas, le profil des EB doit être secondé par une étude de scénario menée à partir des résultats des modèles de dispersion/mortalité. Ces modèles peuvent servir de base à un système d'alerte s'ils sont associés à des systèmes de surveillance en ligne des sources de pollution. Un modèle « *nowcast* » de prévision immédiate de la qualité des eaux de baignade à court terme peut être mis en application, en se basant sur le système de surveillance en ligne des sources de pollution et sur un modèle hydrodynamique opérationnel.

Le système COWAMA (Gestion des eaux côtières) pour Barcelone (Suñer, 2008; Gutiérrez, 2008) a été élaboré par CLABSA (Entreprise publique pour la gestion des réseaux d'assainissement de la ville) avec un financement du GIE de recherche R+i Alliance, en collaboration avec RIVAGES PRO TECH, Direction de la Lyonnaise des Eaux en charge de la protection des eaux de baignade et de la gestion environnementale des ports de plaisance et d'autres partenaires internationaux (Hidromod,

www.hidromod.com, et l'Université Technique de Lisbonne, www.ist.utl.pt). Il est aussi opérationnel à Alicante et à Sitges en Espagne et progressivement mis en œuvre par RIVAGES PRO TECH sur Saint-Jean-de-Luz, dans le cadre d'une convention avec la communauté de communes Sud Pays Basque. Il a combiné avec succès un modèle de système d'eaux usées avec un modèle hydrodynamique marin et de qualité de l'eau, pour produire des prévisions de la qualité de l'eau de baignade.

Sur la Côte d'Estoril, un modèle hydrodynamique opérationnel est également à la base du Système de Gestion Côtière. Dans ce cas, le travail consiste en grande partie en l'identification des rivières qui pourraient contaminer chaque plage et les écoulements qui pourraient menacer de polluer une plage déterminée.

1. L'Étude du cas de Barcelone :

Le contexte hydrologique de Barcelone est particulièrement complexe :

- La population de Barcelone est de 1,6 million d'habitants sur une surface de 100 km², c'est-à-dire une densité dans quelques zones de plus de 27 000 habitants/km². Il y a un réseau complexe de services urbains souterrains (par exemple, des tunnels de chemin de fer, de métro, de routes et de services conventionnels)
- La zone urbaine est bordée par une ligne de collines en parallèle à, et à proximité de la mer. Cela veut dire que, sur des distances de moins de 10 km, la déclivité du terrain varie de 30 à 40% à flanc de colline, contre 0,1 à 0,2% près de la mer. Ceci explique qu'en cas d'évènement pluvieux, l'eau s'écoule très vite, avec des pointes plus élevées dues à l'imperméabilité du sol urbain, inondant les zones basses de la ville.
- Les précipitations ont un caractère assez irréguliers, et bien que la précipitation totale annuelle (600 mm) soit modérée, les évènements pluvieux se concentrent en très peu de jours de précipitations intenses (jusqu'à 155 mm/h en 20 minutes). Ces pluies convectives sont typiques de cette région méditerranéenne.
- La ville est délimitée latéralement par deux rivières, avec des débits faibles et irréguliers et une mauvaise qualité de l'eau. Le front de mer urbain a été transformé pour devenir aujourd'hui un haut lieu du tourisme, avec plus de 4 km de plages, fréquentées par plus de 3 millions de touristes par an.

Jusqu'au début des années 90, Barcelone a été confronté à des problèmes d'inondations et de débordements entraînant de la pollution environnementale. La municipalité a décidé de créer une nouvelle entreprise, CLABSA, en partenariat public-privé, avec Agbar en tant que partenaire principal stratégique au niveau technologique. La ville utilise un nouveau modèle de gestion, appelé GADU (Gestion Avancée de Drainage Urbain).

Ce modèle requiert une connaissance précise et approfondie du système, une planification intégrée, une gestion coordonnée et complète en temps réel, et une prise en compte de la protection de l'environnement et de la durabilité. L'intégration précise de tous les éléments ci-dessus est la clé de la minimalisation des inondations et de la réduction de l'impact sur l'environnement. Le réseau d'assainissement de Barcelone est unitaire et dessert 100% de la population. Il est long de 1 500 km.

Les sections transversales des canalisations sont relativement importantes, la moitié du réseau ayant une section transversale de plus d'1 m². En 1997, la Stratégie Globale de Drainage Urbain pour Barcelone avait pour objectifs principaux d'éviter l'inondation pour une période de retour de pluie de T = 10 ans, atteignant T = 50 ans aux points critiques, et de réduire le nombre de rejets de déversoirs d'orage des deux tiers. En 2006, on a proposé une stratégie plus ambitieuse, avec des objectifs supérieurs en ce qui concerne l'environnement et le bien-être public : réduire les rejets de déversoir d'orage pour pouvoir diminuer le nombre d'heures pendant lesquelles la qualité de l'eau de baignade n'est pas conforme aux limites autorisées par la DEB des 5% actuels à seulement 1,5%. Aujourd'hui, Barcelone est équipé de 11 réservoirs de stockage avec une capacité de 401 300 m³, 30 km de

collecteurs principaux et 5 portes de dérivation. La construction de 22 réservoirs de retenue avec une capacité totale de plus de 1 000 000 m³ est prévue.

1.1. L'Application COWAMA

En tant qu'instrument pour aider des entités de gestion des plages à appliquer les conditions stipulées dans la nouvelle DEB, le projet COWAMA porte principalement sur deux aspects : la conception d'infrastructures en réponse aux problèmes de pollution, et la mise en place de mesures d'urgence en cas d'événements exceptionnels de pollution de courte durée (rejets de déversoirs d'orage).

1.1.1. Description

Le système COWAMA consiste essentiellement en une application informatique qui relie un réseau de détecteurs aux modèles de simulation d'écoulement de liquides pour produire des statistiques sur la qualité de l'eau qui peuvent être communiquées aux autorités locales et publiées pour l'information publique (Figure 1).

La partie centrale de l'application associe cinq modèles différents d'écoulement et de qualité, chacun simulant un sous-système : bassin hydrographique, bassin de rivière, réseau de drainage urbain, usine de traitement des eaux usées et eaux de réception (soit côtières ou bien à l'intérieur des terres). Ces modèles sont alimentés par des données historiques ou en temps réel, venant de détecteurs (pluviomètres, détecteurs du niveau de l'eau, etc.) et de prévisions à grande échelle (modèles météorologiques, par exemple).

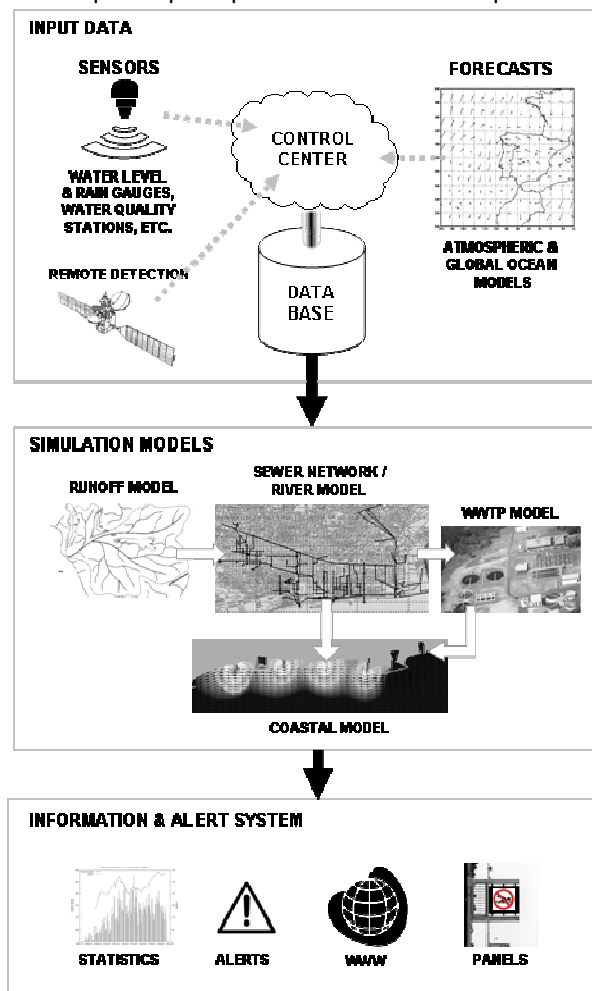


Figure 1. Schéma général du système COWAMA

Le système est conçu pour marcher en ligne (pour la détection rapide de rejets de déversoirs d'orage et pour communiquer les informations aux systèmes d'alerte) et hors ligne (pour reproduire des événements de pollution passés et pour récupérer des statistiques à long terme dans le but de constituer les profils de plage selon la DEB et de mesurer l'efficacité des nouvelles infrastructures).

1.1.2. Données d'entrée

On peut classer les données d'entrée comme étant statiques ou dynamiques. Les données statiques sont établies pour chaque simulation et ne changent pas au cours d'une simulation. Elles comprennent principalement les données physiques en rapport avec le domaine simulé (topographie, bathymétrie, réseau de canalisations, définition des bassins hydrographiques, etc.) et des données hydrauliques fixes (les aspérités du fond de l'océan, les courbes de capacité, les coefficients d'infiltration, etc.). Les données dynamiques peuvent changer continuellement au cours d'une simulation. Elles comprennent principalement les données recueillies par les détecteurs (pluviomètres et détecteurs de niveau d'eau, moulinets, etc.) et les données fournies par les services météorologiques, telles les prévisions des vents ou des courants.

Pour assurer la fiabilité des résultats des différents modèles, l'étalonnage est une étape cruciale, effectuée à partir des mesures obtenues par les détecteurs, par le traitement des images satellites et aériennes, et aussi par les campagnes sur le terrain pour mesurer directement la présence d'*Escherichia coli* et enterococci intestinaux dans les zones de baignade (voir figure ci-dessous).

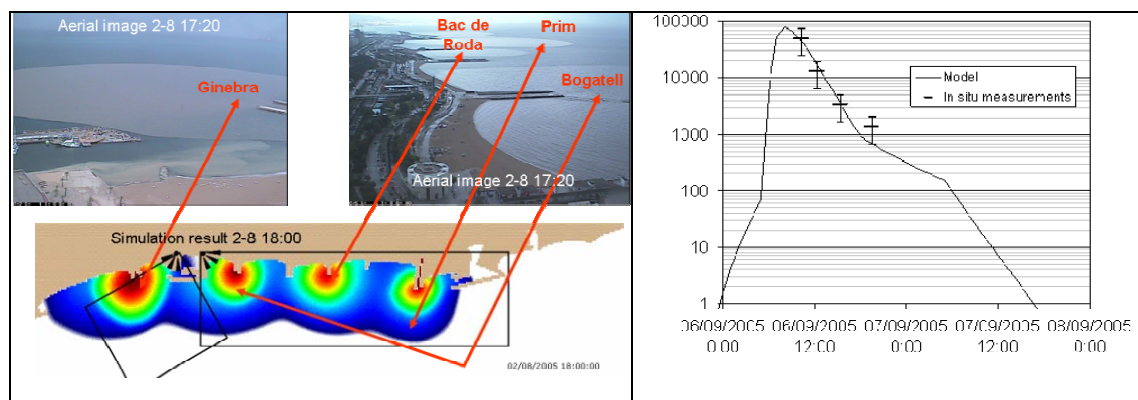


Figure 2. Exemple d'étalonnage d'un modèle.

1.1.3. Modèles de simulation

Chaque modèle de simulation correspond à un sous-système du cycle de l'eau (Figure 1). Le logiciel MOUSE est utilisé pour créer les modèles des systèmes des bassins hydrographiques, des collectes et des rivières. Le modèle d'usine de traitement des eaux usées (WWTP) est un modèle empirique qui utilise des données d'entrée venant des résultats du modèle d'égout. Les eaux de réception sont modélisées en utilisant le logiciel MOHID avec un modèle baroclinique tridimensionnel avec les influences des vents, des vagues (associé avec le modèle SWAN) et des marées, prenant en compte l'hydrodynamique et aussi la pollution bactériologique. La pollution à Barcelone résulte essentiellement des débordements importants des réseaux d'assainissement unitaire à la suite d'évènements pluvieux. Ces débordements se situent à trois endroits différents le long du front de mer. Les débordements sont si importants qu'ils changent les systèmes de circulation près de la côte, et donc seulement une approche eulérienne peut être utilisée pour rendre compte de ces changements dans l'hydrodynamique locale.

Ces modèles doivent être associés dans une seule application qui permet la simulation de l'écoulement et le transport des matières polluées, par les pluies, le ruissellement et la dispersion de la pollution dans les eaux de réception.

1.1.4. Système de rapport et d'alerte

Un système de rapport et d'alerte interne a été incorporé dans l'application informatique, sur la base des informations recueillies et des résultats des modèles. Le système d'alerte émet des avertissements par courriel ou par des icônes spécifiques à couleurs codées dans l'interface d'application pour une interprétation plus facile. Il a la capacité de produire des rapports automatiques ou sur demande. Le système peut générer des fichiers Excel, des images avec des résultats de modèles en 2D, des graphiques à partir des données des détecteurs ou des modèles, des animations en format GIF, etc.

1.2. Système d'information

La municipalité de Barcelone et CLABSA ont élaboré un système d'information pour répondre aux conditions de la nouvelle DEB qui est opérationnel depuis l'été 2008. Le système a pour but la coordination interne (par un système intranet spécifique) et l'information grand public (par trois panneaux électroniques situés sur les plages, et par une page Web publique). Toutes ces informations sont mises à jour à distance par CLABSA.

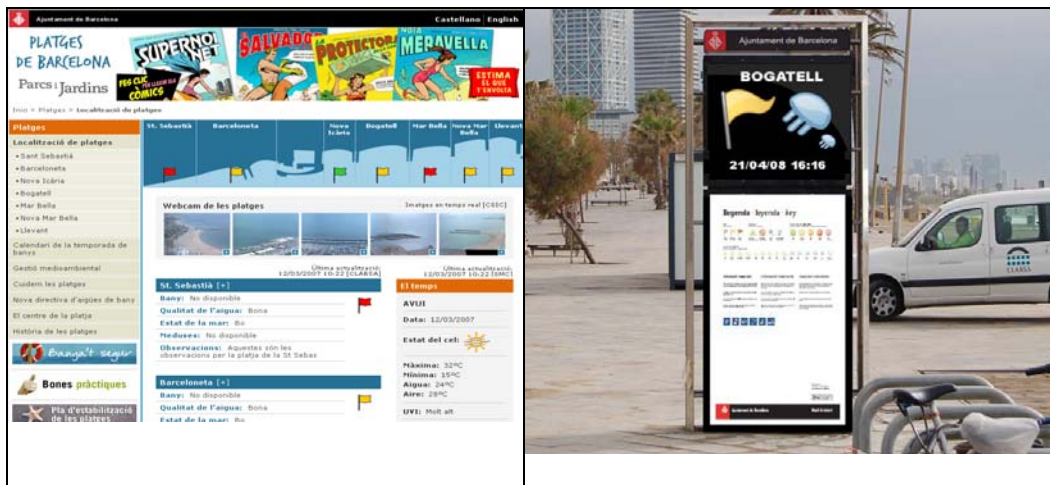


Figure 3. Système d'information public : page Web et panneau électronique de plage

1.3. Gestion intégrée de la qualité des eaux de baignade

Une application adéquate de la nouvelle DEB implique la collaboration entre les administrations locales et régionales, et les responsables des systèmes d'eaux usées et des stations d'épuration, etc. Etant donné la diversité des acteurs concernés, la municipalité de Barcelone a favorisé la mise en place d'un protocole de coordination : « Manuel d'actions à prendre en cas de rejets de déversoirs d'orage dans les eaux de baignade du front de mer de Barcelone ».

Le Manuel est conforme aux exigences de la DEB en ce qui concerne les actions de gestion des évènements de contamination à court terme. Les débordements des réseaux d'assainissement peuvent être de deux sortes : des rejets de déversoirs d'orage (pendant les évènements pluvieux) ou des débordements en période de temps sec à la suite d'un fonctionnement defectueux du système d'assainissement. Le Manuel établit les différentes façons de procéder dans chaque cas, mais avec le même nombre et des types similaires de niveaux de risques. Des bonnes réponses réactives, la coordination et la collaboration entre les parties concernées sont des facteurs primordiaux des processus établis dans le Manuel. L'outil technologique COWAMA devient un élément clé dans l'évaluation en temps réel, et la prévision d'évènements, des effets sur la qualité des eaux de baignade des débordements des réseaux d'eaux usées.

Pendant la saison estivale de baignade 2009, le manuel a été appliqué pour la première fois, sachant que jusqu'alors, la fermeture de plages était basée uniquement sur l'échantillonnage d'eau et/ou sur les critères des sauveteurs en mer. En trois occasions, le système COWAMA a suggéré une probable contamination de la qualité de l'eau à la suite de fortes précipitations. En application des préconisations du manuel, et sur les conseils de CLABSA, des drapeaux jaunes ont été hissés sur la plage et annoncés dans le système d'information (web et panneaux) avec l'approbation des gestionnaires de plage. Des échantillons ont été prélevés durant l'un des épisodes pluvieux par les autorités sanitaires avec pour conséquence la fermeture de la plage.

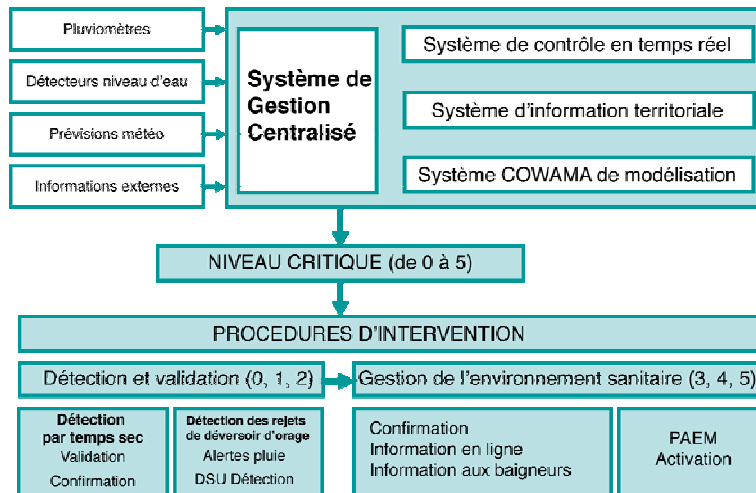


Figure 4. Plan de travail des procédures de gestion formulées dans le Manuel

2. L'étude du cas de la Côte d'Estoril :

La figure 5 montre une image Google Maps de l'agglomération de Lisbonne. La Côte d'Estoril se situe à l'intérieur du rectangle à l'ouest de Lisbonne. Cette région possède des eaux de baignade considérées comme faisant partie des meilleures du Portugal et elle est très demandée comme zone de résidence ou de loisirs. La figure 6 est une image de Google Earth qui montre les plages situées dans la région d'Oeiras. Les deux rectangles indiquent les plages de Santo Amaro de Oeiras (à l'est) et de Torre (à l'ouest). La première est directement touchée par l'écoulement du fleuve Lage tandis que la dernière peut être contaminée seulement par la pollution portée par les courants venant de sources éloignées.

Le réseau actuel d'eaux usées a été terminé dans les années 90 et dessert à peu près 400 000 habitants sur la Côte d'Estoril et dans les régions au nord jusqu'à Sintra. Le système de la Côte d'Estoril comprend un collecteur principal parallèle à la côte qui récupère les eaux usées drainées par les canalisations situées en parallèle des rivières naturelles. Le réseau d'assainissement construit depuis les années 50 est séparatif et dans les zones les plus anciennes le système de collecte est essentiellement unitaire. Dans des conditions normales il n'y a pas d'écoulement d'eaux usées dans les rivières, mais pendant les événements pluvieux, des débordements des réseaux unitaires ainsi que des écoulements dangereux en provenance du réseau séparatif peuvent avoir lieu, entraînant une pollution des rivières.

Le système d'eaux usées urbain est géré par les municipalités et le collecteur principal à haute capacité, tout comme l'usine de traitement des eaux usées et le long émissaire en mer, sont gérés par SANEST (www.sanest.pt). Cette étude a été parrainée par SANEST en tant qu'étude portugaise dans le cadre du projet de recherche Lennis (www.lennis.eu) et avait pour but d'établir une méthode d'identification des sources potentielles de pollution pour chaque plage, pour pouvoir ensuite établir les profils d'eaux de baignade et mettre en place un système de pré-alerte.

2.1. *Les rivières*

L'écoulement des petits fleuves côtiers est perpendiculaire à la ligne de la côte. Certains sont à sec en été et ceux qui ne le sont pas, ont des débits très réduits. Le Lage (on voit la vallée du Lage figure 6) avec un débit typique en été de 20l/s est la rivière la plus importante. Ce fleuve et les fleuves situés à l'est se jettent en permanence dans la mer. De plus petites rivières situées plus à l'ouest sont interceptées pendant la période des baignades au moyen de batardeaux en bois, pour éviter les

risques de pollution des plages. Le niveau de pollution de ces rivières est peu élevé mais peut atteindre 10^5 ou même 10^6 bactéries/100ml. Les concentrations ont tendance à augmenter en fonction du débit de l'eau, mais pas d'une façon nette. Un des objectifs de cette étude était d'identifier le débit au dessus duquel un cours d'eau peut polluer une ou plusieurs plages, pour mettre en place des « paramètres d'inquiétude ».



Figure 5. La Côte d'Estoril est la région à l'intérieur du rectangle noir, à l'ouest de Lisbonne

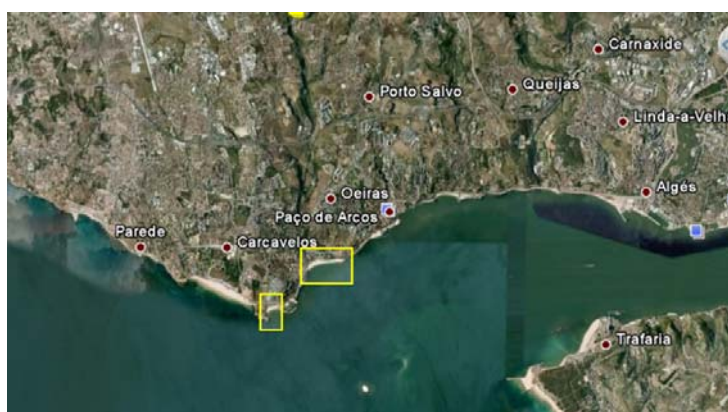


Figure 6. Les plages de Santo Amaro de Oeiras (rectangle de droite) et de Torre (gauche), situées à l'ouest de Lisbonne, à l'embouchure de l'estuaire du Tage.

2.2. L'hydrodynamique côtière et les panaches des fleuves

Les vitesses dans la région indiquée sur la figure 6 peuvent atteindre 2 m/s au milieu du lit des rivières. Sur les bords, les vitesses sont généralement en dessous d'un m/s et sont plus faibles dans les baies où l'on observe souvent un phénomène de recirculation. La figure 7 montre la configuration des débits à la fin de la marée descendante (à gauche) et de la marée montante (à droite).

On remarque un net remous au large de Santo Amaro de Oeiras. Un remous occupe également toute la baie au large de la plage de Torre mais ceci ne figure pas sur l'image. La possibilité de prévoir la recirculation est essentielle dans les simulations de la qualité des eaux de baignade. Les remous protègent la plage de la pollution venant de sources éloignées. Cependant ils peuvent augmenter le temps de séjour des eaux polluées, comme le panache du Tage dans les eaux de baignade de Santo Amaro pendant la marée descendante. Des remous similaires se forment devant la plupart des plages dans cette région à cause de la côte rocheuse accidentée et des forts courants.

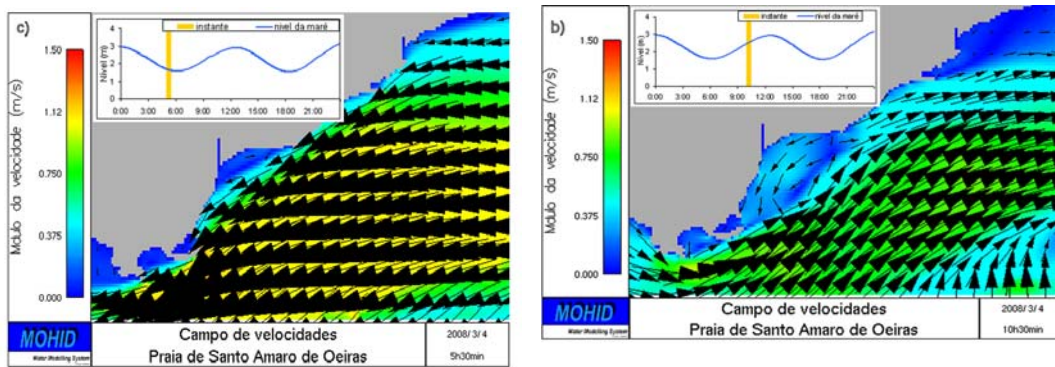


Figure 7. La configuration des débits au large de Santo Oeiras, à différents moments de la marée. La recirculation peut se produire pendant les marées montantes et descendantes.

On a simulé les panaches des fleuves avec une formulation lagrangienne qui minimise la diffusion numérique et permet la quantification de la contribution de chaque rivière à la pollution totale enregistrée dans chaque localité, à tout moment. La capacité de suivre la trajectoire des masses d'eau a été utilisée par Braunschweig *et al* (2003) pour calculer la période de séjour de l'eau dans chaque région de l'estuaire. La dispersion se calcule en distinguant l'action des remous selon leur importance. Les remous plus importants que les traceurs augmentent la distance qui les sépare avec le résultat qu'ils s'étendent, et les remous moins importants que des traceurs augmentent leur volume. L'effet des remous importants non résolu par le modèle hydrodynamique (moins que deux fois la taille de la maille de la grille horizontale) sont établis en utilisant une vitesse aléatoire (10% de la vitesse instantanée) et par une longueur de mélange (deux fois la taille de la maille locale, 30 m), selon Leitão, 1996.

La mortalité des bactéries fécales est calculée selon Canteras *et al* (1995) en fonction de la radiation solaire à la profondeur du traceur, de la salinité et de la température. La formulation de la mortalité proposée a été testée dans le contexte des activités de contrôle effectuées dans cette région par SANEST SA (www.sanest.pt) et inclus à la suite dans le modèle MOHID (www.mohid.com), le taux de mortalité étant calculé à chaque itération de modèle.

La figure 8 montre les traceurs émis à l'embouchure de chaque rivière qui peuvent avoir une incidence sur la qualité des eaux de baignade à Santo Amaro et à Torre. Les chiffres correspondent à la deuxième partie de la marée descendante, le 25 février 2008 à 10 heures 30. La couleur des traceurs montre leur concentration et les cercles plus importants montrent les concentrations constatées jusqu'à une heure avant ou après la simulation à la plage. Les figures démontrent que les panaches se déplacent le long de la côte et mettent en évidence le rôle de remous importants localisés.

Le rôle d'un remous important au large de l'estuaire devant Carcavelos est très net, transportant les panaches des deux fleuves côtiers locaux vers l'est pendant la marée descendante. Des traceurs montrent une grande gamme de couleurs, mettant en évidence les effets de la distance de la source de pollution et de la concentration initiale à la source. Les traceurs avec des concentrations les plus élevées proviennent souvent des plus petits fleuves avec des débits naturels très peu élevés (de l'ordre de 1 l/s). Leur concentration est élevée mais la probabilité de contamination d'une plage est réduite à cause de leur faible volume.

L'évaluation qualitative permise par la figure 8 est utile pour comprendre les processus à l'origine de la pollution des eaux de baignade, mais ne permet pas d'en classer la qualité. Il faut une méthode d'intégration capable de répondre aux questions suivantes :

- Il y a-t-il de l'eau contaminée dans une EB ? Quelle en est la concentration ?
- Quelle est la probabilité qu'un baigneur entre en contact avec cette eau ?
- Quelle est l'origine de la pollution ?

Si les concentrations de tous les traceurs situés dans une EB avaient la même magnitude et étaient distribuées d'une façon uniforme dans ces eaux, une moyenne linéaire suffirait pour calculer une concentration représentative de toute la plage et la seule question pertinente serait l'origine de la pollution. Ceci n'est généralement pas le cas et l'utilisation d'une moyenne géométrique est recommandée pour calculer la concentration moyenne. La probabilité qu'un baigneur entre en contact avec l'eau polluée requiert des hypothèses supplémentaires.

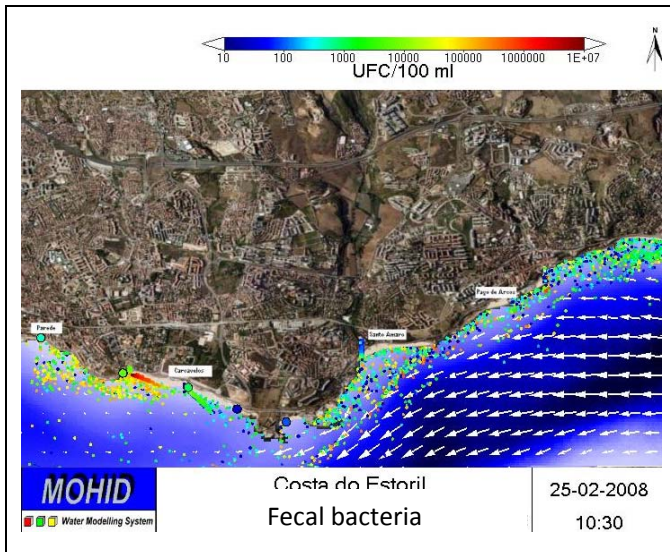


Figure 8. Les panaches des fleuves produits par le modèle MOHID (petits points) et les données du terrain (plus grands points près des plages). Les couleurs représentent la concentration

Ces pourcentages peuvent être considérés comme « la probabilité pour un baigneur d'être exposé à une EB qui est conforme au seuil maximum ». On mesure cette probabilité comme la probabilité d'avoir un échantillonnage hebdomadaire d'eau conforme à un point fixe considéré comme représentatif de l'ensemble des EB.

En utilisant les résultats d'un modèle, on peut calculer le degré de contamination comme moyenne géométrique des concentrations de traceurs situés dans l'EB, et on obtient la probabilité pour un baigneur de se baigner dans une eau conforme, en calculant la fraction d'eau contaminée dans les EB. Pour ces valeurs, il faut une définition spatiale des EB. Dans cette étude des unités avec la profondeur des EB et la dimension en section transversale de l'ordre de la distance de baignade ont été utilisées. La moyenne géométrique des concentrations filtre les valeurs fausses et suffit pour calculer les concentrations dans les zones où les volumes pollués sont peu importants par rapport au volume des EB. La concentration moyenne est calculée en utilisant l'équation (1) et l'équation (2).

$$e = \frac{\sum \log C_1}{N_{\text{traceursPollués}}} \quad (1)$$

$$C_x = 10^e \quad (2)$$

$$p = \frac{\sum Vol_1}{Vol_x} \quad (3)$$

2.3. Evaluation de la qualité des eaux de baignade

Les modèles produisent des distributions continues de contamination fécale dans l'espace et dans le temps tandis que les programmes de surveillance des EB évaluent la qualité par la prise hebdomadaire d'échantillons à des points précis. Il faut une stratégie de compression des résultats des modèles pour pouvoir comparer les deux méthodes.

La directive des EB classe la qualité des eaux de baignade en utilisant des seuils maximums et la probabilité de les dépasser. Si le seuil maximum est respecté plus de 90% du temps, la qualité de l'eau est considérée comme « suffisante » et s'il est respecté plus de 95% du temps la qualité est « bonne ».

La probabilité pour un baigneur d'être en contact avec l'eau polluée est calculée comme étant le rapport entre le volume total de traceurs pollués et le volume de l'unité en utilisant l'équation (3). Dans ces équations C_x est la concentration moyenne dans l'unité « x », C_1 est la concentration d'un traceur calculé comme le rapport entre le nombre de bactéries transportés par le traceur et Vol_1 son volume réel. Une EB est considérée comme polluée si la concentration est au dessus du seuil maximum et la probabilité qu'un baigneur entre en contact avec cette eau est au dessus de 10%. Une EB est considérée comme excellente si cette probabilité est en dessous de 5% et elle est considérée comme acceptable dans les autres cas.

2.4. Résultats

La figure 9 représente les résultats pour les EB Santo Amaro de Oeiras en hiver quand tous les fleuves déversent. La ligne rouge représente l'évolution de la concentration moyenne de l'eau polluée, la ligne verte représente la fraction d'eau polluée dans les EB – considérée comme la probabilité pour un baigneur d'entrer en contact avec de l'eau polluée – et la ligne bleue représente le niveau de la marée.

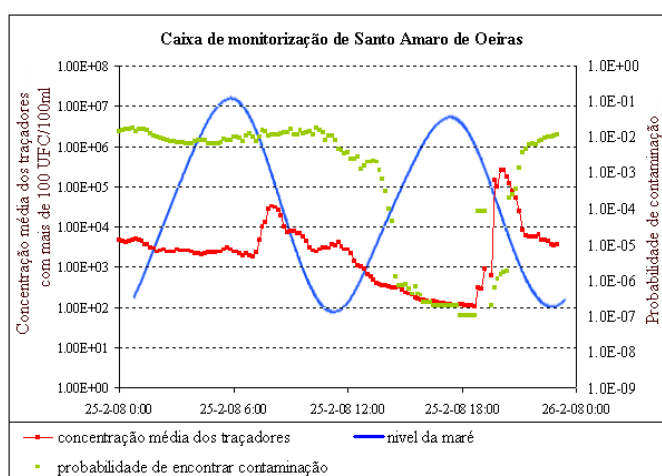


Figure 9. La pollution à Santo Amaro de Oeiras au 25 février 2008. La ligne bleue montre le niveau de la marée, la ligne rouge la concentration moyenne (géométrique) et la ligne verte représente la probabilité de contact d'un baigneur avec de l'eau polluée.

Les courbes de concentration et de probabilité évoluent d'une façon distincte puisque la concentration peut diminuer en fonction de la dilution et de la mortalité, la probabilité de contamination dépend du volume d'eau polluée. En fonction de ce chiffre, l'eau serait excellente entre 15 heures et 17 heures puisque la concentration d'eau polluée est en dessous de 250 bactéries fécales/100 ml. Pendant le reste de la période il y a des eaux qui contiennent de la pollution au dessus de 500 bactéries fécales/100 ml, mais la probabilité d'entrer en contact avec ces eaux est toujours en dessous de 10% et par conséquent la qualité de l'eau est toujours « suffisante » et elle est excellente pendant une partie du temps.

Les sources de la pollution sont identifiés en utilisant les possibilités numériques des traceurs lagrangiens que dans le modèle MOHID gardent l'information de leurs origine de départ. La contribution d'une source est calculée comme étant le rapport entre la contamination transporté par les traceurs émis par cette source et la contamination totale présente dans l'EB.

Conclusions

Les nouvelles politiques environnementales comme la Directive Cadre sur l'Eau et en particulier la Directive sur la Qualité des Eaux de Baignade encouragent la gestion intégrale et l'information du public. L'application des différents outils de gestion présentés dans cette étude pour la ville de Barcelone (outil technologique COWAMA, le système d'information spécialisé et le Manuel des mesures à prendre en cas de débordement des réseaux d'assainissement dans les eaux de baignade du front de mer de Barcelone) permettent une gestion efficace de la qualité des eaux de baignade en temps réel, à court et à long terme. Les avantages de l'application de tels outils sont :

- Pour les citoyens : une meilleure protection contre les risques pour la santé, une information de haute qualité et la protection de l'environnement.
- Pour la municipalité : amélioration de l'offre touristique, un investissement efficace pour améliorer la qualité des eaux de baignade, une adaptation rapide et adéquate aux nouvelles directives.
- Pour les responsables des réseaux d'assainissement : la disponibilité d'outils technologiques pour améliorer le fonctionnement et la planification du système, un soutien technique solide pour l'évaluation des impacts sur l'environnement et des façons de les résoudre, une gestion efficace devant les situations critiques ou de fonctionnements défectueux.

Les modèles et la surveillance des sources potentielles de pollution sont essentiels pour l'évaluation des profils des EB et pour prévoir la qualité de l'eau. Deux cas différents ont été présentés. Les débordements importants des réseaux d'assainissement unitaire constituent la source principale de pollution sur le front de mer à Barcelone, tandis que la pollution venant de petites rivières urbaines qui sont sujettes aux rejets des déversoirs d'orage et aussi à la pollution diffuse, posent le problème majeur dans le cas d'Estoril.

Une méthode de classification de la qualité des eaux de baignade pendant la journée, en présence de petits volumes d'eau polluée qui s'écoulent le long de la côte est décrite. Dans ce cas la nécessité de considérer la probabilité d'un contact entre les baigneurs et l'eau contaminée est essentielle. Les résultats mettent en évidence le rôle de la mortalité des bactéries par l'action de la radiation solaire, et le rôle des marées, démontrant que la classification d'une même plage peut varier beaucoup pendant la journée.

Bibliographie

Braunschweig F., Martins, F., Leitão, P., and R. Neves (2003) A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics*. Vol. 53, N° 3; pp 137–145.

Canteras, J.C., Juanes, J.A., Pérez, L. and Kalin N. Koev (1995) "Modelling the coliforms inactivation rates in the Cantabrian sea (bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T_{90} ". *Water Science and Technology* Vol. 32 N° 2 pp 37–44.

Directive 76/160/CEE du Conseil du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignade. JO L 31 du 5.2.1976, p. 1-7.

Directive 2006/7/CE du Parlement Européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE. JO L 64 du 4.3.2006, p. 37–51. GUTIERREZ, E.; SUÑER, D.; MALGRAT, P.; CLOCHARD, B.; GALVÃO, P.; (2008): "COWAMA (Coastal Water Management) integrated and real time management system of urban water cycle to protect the quality of bathing waters", International Water Association World Water Congress and Exhibition, Viena.

Hewett T. (2007) Implications of the revision to the bathing water directive for local authorities in the Solent, *Marine Policy* Vol 31, Issue 5, pp 628-631.

Leitão, P.C. (1996) "Modelo de Dispersão Lagrangeano Tridimensional". Tese de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

SANEST (2004) Ensaio de mortalidade bacteriana em função de parâmetros ambientais seleccionados. Relatório Interno.