

Qualité microbiologique des eaux de baignade

Valeurs seuils *échantillon
unique* pour les eaux de
baignade : étude de faisabilité
méthodologique

● **Rapport méthodologique**



agence française de **sécurité sanitaire**
de l'environnement et du travail

Septembre 2007



Valeurs seuils « échantillon unique » pour les eaux de baignade : étude de faisabilité méthodologique

Développement méthodologique visant à étudier la faisabilité (i) d'une évaluation quantitative des risques de gastro-entérites liés à la baignade basée sur les résultats microbiologiques d'un échantillon unique, et (ii) d'une définition de seuils de gestion correspondants

Rapport méthodologique en réponse à la demande d'appui scientifique et technique
de la saisine DGS/SD7A – N°1537

Septembre 2007

Rédacteur : Cédric Duboudin

Relecteurs : M^{me} Michèle Legeas, M Pierre-Jean Cabillic, M Yves Levi, M Jean Lesne

Sommaire

Rappel de la demande	4
Contexte.....	4
Démarche	6
Conclusions.....	7
1. Risques de gastro-entérites liés à la baignade	10
2. Relation « dose-réponse » pour la gastro-entérite	11
3. Méthodologie de Kay <i>et al</i> (2004).....	15
4. Résultats de la campagne d'échantillonnage de l'US-EPA (2005)	16
5. Evaluation du risque pour un baigneur à partir du résultat sur un échantillon	20
5.1. Représentativité de la mesure : hypothèse de contamination du milieu en EC et IE	20
5.2. Exposition des baigneurs aux indicateurs EC et IE.....	24
5.3. Evaluation du risque de gastro-entérite en fonction du résultat d'un échantillon	25
5.4. Calculs de valeurs seuils en imposant pour un échantillon le même niveau de risque que celui de la classe de qualité suffisante de la directive européenne 2006/7/CE.....	30
6. Approches alternatives pour la définition de valeurs seuils de gestion sur les résultats d'un échantillon.....	32
6.1. Approche n°1.....	32
6.2. Approche n°2.....	33
6.3. Les valeurs seuils appliquées dans le cas d'un échantillon unique de l'US-EPA ..	34
7. Lien entre les concentrations en indicateurs IE et EC dans les eaux de baignade.....	35
8. Estimation du pourcentage d'échantillons « recalés » par rapport à un choix de valeurs seuils	38
8.1. Données utilisées.....	38
8.2. Valeurs seuils	39
8.3. Pourcentage d'échantillons « recalés »	39

Bibliographie.....	41
Annexe I : Valeurs seuils et classes de qualité de la directive 2006/7/CE	43
Annexe II : Estimations de risque de gastro-entérite correspondant aux valeurs seuils de la directive	44
Annexe III : Analyse des données des années 1999, 2001 à 2003	46
Annexe IV : Présentation effectuée au CES eaux et agents biologiques de l'AFSSET le 3 juillet 2007.....	50

Rappel de la demande

« Nous vous demandons (...) d'analyser la faisabilité et la pertinence d'une évaluation des risques sanitaires basée sur un échantillon unique dont le prélèvement est prévu par la nouvelle directive. Par ailleurs, et sur la base de ce travail initial, nous vous demandons de faire des propositions de méthodologie pour fixer les valeurs seuils de qualité des eaux à appliquer pour gérer l'accès du public aux eaux de baignade, en lui délivrant une information adaptée. »

Contexte

La qualité des eaux de baignade naturelles était réglementée, depuis 1976, au niveau européen par la directive 76/160/CEE, transposée par décret en droit français en 1981 ; elle est suivie par le ministère de la santé et ses services déconcentrés.

Un projet de révision de la directive 76/160/CEE a été en discussion au Conseil de l'Union européenne entre 1994 et 2004, avec pour objectif une qualité renforcée des eaux et une réduction des risques sanitaires pour le public. Il a conduit à la directive 2006/7/CE du parlement européen et du conseil du 15 février 2006, qui a abrogé la directive 76/160/CEE et qui doit être transposée en droit français.

La démarche générale est la même dans les deux directives : en cours de saison, des prélèvements d'eau sont effectués sur chaque site de baignade avec une fréquence au minimum bimensuelle. Les résultats des mesures microbiologiques réalisées sur ces prélèvements sont comparés à des seuils de qualité fixés par la directive qui permettent un classement de la qualité des eaux de baignade en fin de saison. L'Afsse(t) avait produit en 2004 un rapport concernant l'analyse statistique des niveaux de risque et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE.

Les valeurs seuils « de qualité » présentes dans ces directives n'ont pas été définies pour être comparées au résultat d'un échantillon unique, mais à un percentile calculé sur l'ensemble des résultats correspondant à une saison de baignade dans le cas de la directive 76/160/CEE ou quatre saisons dans le cas de la directive 2006/7/CE.

Sont rappelés en annexe I les tableaux des valeurs seuils retenues par la directive européenne 2006/7/CE et les classes de qualité correspondantes.

Concernant la problématique de la pollution à court terme, de l'échantillon unique et de sa gestion, on trouve dans la directive européenne 2006/7/CE les éléments suivants :

La directive définit à l'article 2 alinéa 8) :

« **pollution à court terme** » : une contamination microbiologique visée à l'annexe I, colonne A, qui a des causes clairement identifiables, qui ne devrait normalement pas affecter la qualité des eaux de baignade pendant plus de 72 heures environ à partir du moment où la qualité de cette eau a commencé à être affectée et pour laquelle l'autorité compétente a établi des procédures afin de prévenir et de gérer de telles pollutions à court terme telles qu'établies à l'annexe II.

Article 2, alinéa 9)

« **situation anormale** » : un événement ou une combinaison d'événements affectant la qualité des eaux de baignade à un endroit donné et ne se produisant généralement pas plus d'une fois tous les quatre ans en moyenne¹.

L'annexe I, colonne A fait référence aux indicateurs de pollution fécale retenus par la directive que sont les entérocoques intestinaux (IE) et les *Escherichia coli* (EC).

L'annexe II stipule qu'une eau de baignade peut être classée de qualité suffisante, bonne ou excellente même si « l'eau de baignade présente une pollution à court terme, à condition que :

- i) des mesures de gestion adéquates soient prises, y compris le contrôle, l'alerte précoce et la surveillance, afin de prévenir l'exposition des baigneurs à la pollution, notamment au moyen d'un avertissement ou, si nécessaire, d'une interdiction de se baigner ;
- ii) des mesures de gestion adéquates soient prises pour prévenir, réduire ou éliminer les sources de pollution ; et
- iii) le nombre d'échantillons écartés conformément à l'article 3, paragraphe 6, à cause d'une pollution à court terme au cours de la dernière période d'évaluation ne représente pas plus de 15 % du nombre total d'échantillons prévu dans les calendriers de surveillance établis pour la période en question, ou pas plus d'un échantillon par saison balnéaire, la valeur la plus élevée étant retenue. »

L'article 3, paragraphe 6 dit : « Des échantillons prélevés pendant des pollutions à court terme peuvent être écartés. Ils sont remplacés par des échantillons prélevés conformément à l'annexe IV », qui précise :

« En cas de pollution à court terme, un échantillon supplémentaire doit être prélevé afin de confirmer la fin de l'incident. Cet échantillon ne doit pas faire partie de l'ensemble des données relatives à la qualité des eaux de baignade. S'il s'avère nécessaire de remplacer un échantillon écarté, un échantillon supplémentaire doit être prélevé sept jours après la fin de la pollution à court terme. »

Enfin article 7 : « Mesures de gestion à prendre dans des circonstances exceptionnelles » :

« Les États membres veillent à ce que des mesures de gestion adéquates soient prises en temps utile lorsqu'ils ont connaissance de situations imprévisibles ayant, ou pouvant vraisemblablement avoir, une incidence négative sur la qualité des eaux de baignade et sur la santé des baigneurs. Ces mesures comprennent l'information du public et, si nécessaire, une interdiction temporaire de baignade. »

L'information du public, définie article 12, doit comporter :

Alinéa 1)

- « c) dans le cas d'eaux de baignade exposées à des pollutions à court terme :
- l'indication que ces eaux de baignade présentent des pollutions à court terme ;
 - une indication du nombre de jours pendant lesquels la baignade a été interdite ou déconseillée au cours de la saison balnéaire précédente à cause d'une telle pollution ; et
 - un avertissement chaque fois qu'une telle pollution est prévue ou se présente ;

¹ Il n'y a pas plus de précision sur l'articulation entre « pollution à court terme » et « situation anormale ».

- d) des informations sur la nature et la durée prévue des situations anormales au cours de tels événements ;
- e) si la baignade est interdite ou déconseillée, un avis en informant le public et en expliquant les raisons ».

Sont principalement relevés :

- qu'il n'est pas précisé dans la notion de « pollution à court terme », s'il s'agit d'une pollution constatée au vu des résultats d'un prélèvement ou d'une pollution prévisible au regard d'évènements météorologiques ou autres. L'article 7 sur les mesures de gestion et l'article 12 sur l'information du public nous inciteraient à penser que les deux situations sont possibles ;
- que cette notion de « pollution à court terme » est reliée à la notion de risque sanitaire pour les baigneurs ;
- qu'aucun seuil définissant cette notion de pollution à court terme sur les indicateurs EC et IE n'est donné par la directive ;
- qu'un gestionnaire ne peut écarter un résultat de prélèvement effectué dans le cadre du calendrier de surveillance défini que s'il s'agit d'un épisode de pollution à court terme ;
- qu'une alerte précoce doit être mise en place afin de prévenir l'exposition des baigneurs à cette pollution.

La problématique de l'échantillon unique et de sa gestion associée se rencontre donc a priori dans deux situations différentes :

1. dans le cadre de la surveillance des eaux de baignade des prélèvements sont donc effectués de manière régulière durant la saison de baignade. Les résultats du dénombrement des indicateurs fécaux (EC et IE) sur ces prélèvements permettent le classement annuel de l'eau de baignade. Si une « forte » valeur est constatée sur le résultat d'un échantillon, entre-t-on dans la notion de pollution à court terme et à partir de quelle valeur seuil ? Sachant qu'il s'écoule au minimum 48h entre le prélèvement et la connaissance du résultat, quel mode de gestion doit-on envisager ? Si un avertissement ou une interdiction de l'accès à la baignade est adoptée, à partir de quelle valeur seuil doit-il ou elle être levé[e] ?
2. face à un évènement tel qu'un orage (ou autres), le gestionnaire d'un site de baignade peut considérer qu'il se trouve dans une situation de pollution à court terme et faire un prélèvement pour confirmer la fin de cet épisode. A partir de quelle valeur seuil doit-on considérer la sortie d'un épisode de pollution à court terme ?

Démarche

L'objectif de ce travail est d'étudier la faisabilité d'une définition de valeurs seuils sur les indicateurs EC et IE pour la gestion des sites de baignade à partir d'un échantillon unique, valeurs seuils fondées sur une approche sanitaire en cohérence avec la méthodologie de la directive 2006/7/CE (calcul de percentiles).

La démarche de l'évaluation des risques est donc développée ici pour l'effet « gastro-entérite » au regard des résultats sur un échantillon. Ces travaux s'appuient en partie

sur ceux réalisés par l'AFSSE en 2004 dans le cadre du rapport sur « L'analyse statistique des niveaux de risque et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE ».

Conclusions

Une évaluation des risques liée au résultat d'un échantillon a été effectuée à partir de l'approche développée par Kay *et al* en 2004, approche sur laquelle s'est appuyée l'union européenne pour la rédaction de la nouvelle directive 2006/7/CE concernant la qualité des eaux de baignade.

Cette évaluation repose en particulier sur :

1. des relations « dose-réponses » exprimant l'excès de risque de gastro-entérite (GE) en fonction des indicateurs de contamination fécale que sont les entérocoques intestinaux (IE) et les *Escherichia coli* (EC), relations issues d'études épidémiologiques ;
2. une hypothèse sur la distribution de la contamination du site à partir du résultat d'un échantillon et en particulier sur la variabilité de cette contamination.

Définir un seuil de gestion pour le résultat du dénombrement d'un échantillon unique à partir du choix d'un niveau de risque « acceptable » apparaît comme une démarche hasardeuse, du fait :

1. d'une grande variabilité des résultats observée dans l'évaluation des risques suivant les hypothèses et les relations « dose-réponses » considérées ;
2. d'un phénomène de saturation de l'excès de risque individuel lorsque la concentration en indicateurs fécaux augmente, lié au fait que les niveaux d'exposition constatés dans les études épidémiologiques dépassent rarement les valeurs de 200 IE/100 mL ou de 1000 EC/100 mL. Néanmoins, à ces niveaux d'exposition les excès de risque individuel de GE sont, selon les différentes études épidémiologiques considérées, compris entre 3,5 et 39 % (!).

Ont alors été recherchées les valeurs seuils pour un échantillon correspondant aux mêmes niveaux de risque, que ceux acceptés implicitement de manière globale sur une saison de baignade pour la classe de qualité suffisante de la directive européenne. Cette manière de procéder apporte un niveau de **protection supérieur** à l'approche par classement de la directive puisqu'il est imposé, pour chaque échantillon, le même niveau de risque que celui accepté de manière globale sur une saison de baignade. Elle conduit à des valeurs seuils faibles, peu crédibles en terme de gestion, et d'autant plus faibles que les hypothèses considérées sont conservatrices.

La démarche d'évaluation de risque menée apparaît peu pertinente pour établir des valeurs seuils de gestion face aux résultats d'un échantillon unique.

D'autres valeurs seuils non fondées sur l'évaluation de risque ont été proposées. En particulier une traduction en terme de percentiles 95 % des valeurs seuils de la directive européenne pour la classe de qualité suffisante exprimées en terme de percentiles 90 %.

Les valeurs seuils « échantillon unique » proposées par cette démarche sont de 660 IE/100 mL et 1800 EC/100 mL pour les eaux douces et de 370 IE/100 mL et 1000 EC/100 mL pour les eaux de mer.

La question est alors de savoir si une procédure de gestion doit être déclenchée lorsque les seuils sont dépassés sur les deux indicateurs simultanément ou si le dépassement de seuils sur l'un des indicateurs seulement est suffisant.

Une étude de la corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE a été menée d'une part au regard de la bibliographie et d'autre part sur les données de surveillance des eaux de baignade françaises respectivement des années 1999 à 2003 et 2003 à 2006, en eaux douces comme en eaux de mer.

Il ressort de cette analyse que :

- la corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE apparaît relativement élevée (0,8) lorsqu'il s'agit de prélèvements effectués simultanément en différents points d'un site de baignade (Wiedenmann, 2004) ;
- la corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE estimée sur les prélèvements effectués sur chaque site dans le cadre de la surveillance des eaux de baignade françaises apparaît très variable d'un site à l'autre et en moyenne faible (0,5).

Autrement dit, les mesures des concentrations en EC et IE peuvent être spatialement corrélées à un instant donné dans une eau de baignade ; mais cette corrélation est très certainement différente d'un site à l'autre et d'un jour à l'autre sur un même site.

Cette corrélation ou non corrélation entre indicateurs au niveau des prélèvements a-t-elle une signification vis-à-vis de l'origine de la contamination et par extension vis-à-vis du risque de gastro-entérite ? L'un des indicateurs est-il plus pertinent au regard du risque de GE ?

A défaut d'information complémentaire sur ces aspects, la démarche de la directive appliquée au cas des percentiles sera transposée au cas de l'échantillon unique : il suffit donc que le résultat de dénombrement sur un des indicateurs dépasse la valeur seuil retenue pour que l'échantillon soit considéré comme « recalé » et qu'une procédure de gestion soit déclenchée.

Selon cette logique et avec les valeurs seuils définies ci-dessus, ce sont 2 % environ et en moyenne des prélèvements en eaux douces comme en eaux de mer qui auraient été « recalés » sur les données des années 2003 à 2006. Un pourcentage équivalent est attribuable aux données des années 1999 à 2003.

Par ailleurs, avec la méthode NPP, le temps standard pour obtenir le résultat d'une analyse microbiologique est de 36h après le début de l'incubation. Il s'écoule donc au minimum 48h entre le prélèvement et la connaissance du dénombrement, ce qui n'est pas sans conséquence pour la mise place d'une procédure « d'alerte précoce » telle que préconisée par la directive européenne dans le cas des pollutions à court terme.

De plus, les résultats d'une campagne de mesures microbiologiques réalisée par l'US-EPA dans cinq eaux de baignade (une rivière, un lac, deux eaux de mer et un estuaire) sur les indicateurs EC et IE publiés en 2005 montrent :

1. qu'un facteur 2 ou plus apparaît dans 50 % des cas entre le niveau de contamination d'un jour et celui du lendemain ou inversement ;
2. qu'il n'y a plus de corrélation significative entre les résultats d'un jour j et ceux des jours j+3 ou j+4 quel que soit le site de baignade considéré, parmi les cinq de la campagne de mesures.

La contamination du site au moment de l'obtention du résultat du dénombrement est donc très vraisemblablement différente de celle correspondant au jour du prélèvement. Il apparaît difficile de fonder la mise en place d'une procédure d'alerte précoce sur un résultat de dénombrement d'un échantillon si celui-ci n'est connu que 48h après le prélèvement.

1. Risques de gastro-entérites liés à la baignade

Les sources bibliographiques prises en compte pour cette étude sont principalement :

- les études de Kay *et al* (1994, 2001, 2004) et de Wiedenmann *et al* (2004, 2006), sur lesquelles s'est fondée l'union européenne pour l'élaboration de la nouvelle directive 2006/7/CE ;
- la méta-analyse de Prüss (1998) et celle de l'InVS (2001).

Une analyse approfondie de ces études est présentée dans le rapport AFSSE 2004.

La plupart des études épidémiologiques liées à la baignade étudient le risque de gastro-entérite (GE). Ce sont essentiellement des études de cohorte prospectives qui sont fondées sur la déclaration de symptômes de la part des participants (Prüss, 1998). Les études de Kay *et al* (1994), en eau de mer, et de Wiedenmann *et al* (2004), en eau douce, se rapprochent plus d'études du type « essai randomisé et contrôlé », qui permet un meilleur contrôle des expositions (Prüss, 1998). Dans ces deux études multicentriques, la déclaration de symptômes s'effectue au cours d'un entretien médical une semaine après la baignade (ou la non-baignade). Les facteurs de confusion sont pris en compte dans les analyses statistiques.

La GE est définie différemment selon les études comme l'apparition d'un symptôme ou de plusieurs simultanément ; à titre d'exemple, concernant les études analysées :

- GE_UK : vomissement ou diarrhées (avec au moins 3 selles par jours), ou bien nausées accompagnées de fièvre ; les symptômes durant au moins une partie de journée (Kay *et al*, 1994) ;
- GE_UK-wf : vomissement, ou diarrhées, ou bien nausées accompagnées de fièvre ; les symptômes durant au moins une partie de journée (Wiedenmann *et al*, 2004) ;
- TDG (troubles digestifs généraux) : nausées, vomissements, diarrhées, douleurs abdominales, avec ou sans fièvre (que l'on peut assimiler à GE_NL-2) (méta-analyse InVS, 2001) ;
- TDO (troubles digestifs objectifs) : manifestations plus objectives (diarrhées ou vomissements) que des symptômes tels que douleurs abdominales ou stomacales (\approx GE_UK-wf) (InVS, 2001) ;
- TDHC (troubles digestifs hautement crédibles) : troubles très objectifs comme les vomissements ou les associations diarrhée + fièvre, ou douleur abdominale + fièvre (\approx GE_UK) (InVS, 2001).

Ces symptômes ne conduisent pas nécessairement les personnes à effectuer une consultation ou une consommation médicale. Wiedenmann *et al* (2004), par exemple, évaluent à 8 % environ la proportion des personnes, qui souffrant d'une gastro-entérite (GE_UK-wf), ont consulté un médecin. Ce chiffre est identique chez les baigneurs (exposés) et les non-baigneurs (non-exposés).

D'après les méta-analyses de Prüss (1998) et de l'InVS (2001) une augmentation significative des GE liée à la baignade est observée dans la majorité des études.

2. Relation « dose-réponse » pour la gastro-entérite

Le risque de GE est positivement et significativement relié aux concentrations en EC et IE dans la plupart des études (Prüss, 1998). C'est moins vrai pour les EC en eau de mer, du fait vraisemblablement d'une moindre durée de vie de ces organismes dans les dites eaux (OMS, 1999 et 2003). EC et IE sont les témoins de la contamination fécale d'un site, potentiellement indicateurs d'une contamination en agents pathogènes (virus par exemple) liés au péril fécal.

Dans les études épidémiologiques de Kay *et al* (1994) et de Wiedenmann *et al* (2004), fondées sur un protocole expérimental similaire, des mesures de concentration rapprochées dans le temps et dans l'espace ont été réalisées : le temps et l'espace de baignade sont échantillonnés de façon à appréhender au mieux l'exposition individuelle de chaque baigneur aux indicateurs. Ces études permettent donc de relier un risque de GE à des concentrations en IE et EC du milieu auxquelles ont été exposés chaque baigneur individuellement. Bien que ne soit pas mesurée l'exposition à l'agent infectieux, cette relation sera appelée « dose-réponse »² par simplicité.

Wiedenmann *et al* considèrent à propos de la gastro-entérite qu'il existe une proportion de la population qui est immunisée ou asymptomatique (figures 1) et que de ce fait, dans la relation dose-réponse, l'excès de risque sature rapidement lorsque la concentration en indicateur augmente. Ils proposent alors une modélisation de relation dose-réponse constituée (figure 2) :

- d'un NOAEL (*no observed adverse effect level*), autrement dit la concentration en dessous de laquelle ne s'observe pas d'augmentation significative des cas de GE ;
- d'un excès de risque (ER) moyen de GE constant dès que la concentration en EC ou en IE dépasse la NOAEL.

Néanmoins, l'analyse de ses propres données ne permet pas de faire apparaître le niveau d'exposition correspondant à cette saturation et par conséquent l'excès de risque maximal associé (voir Rapport AFSSE 2004).

² Il s'agit d'un abus de langage par rapport à la définition épidémiologique ou toxicologique de la relation dose-réponse.

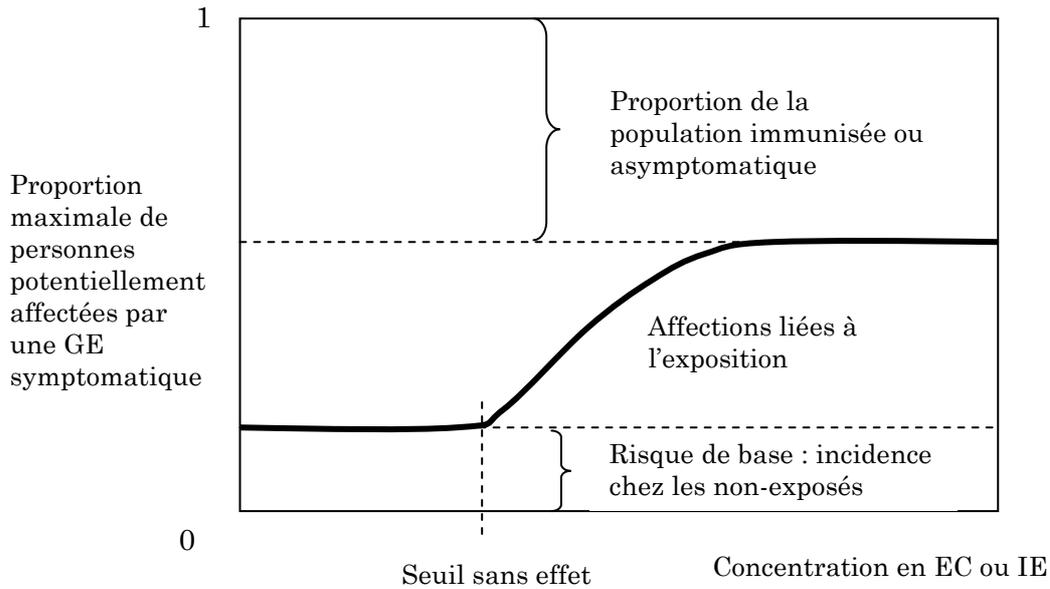


Fig. 1 : Relation dose-réponse réelle avec saturation selon Wiedenmann *et al* (2004)

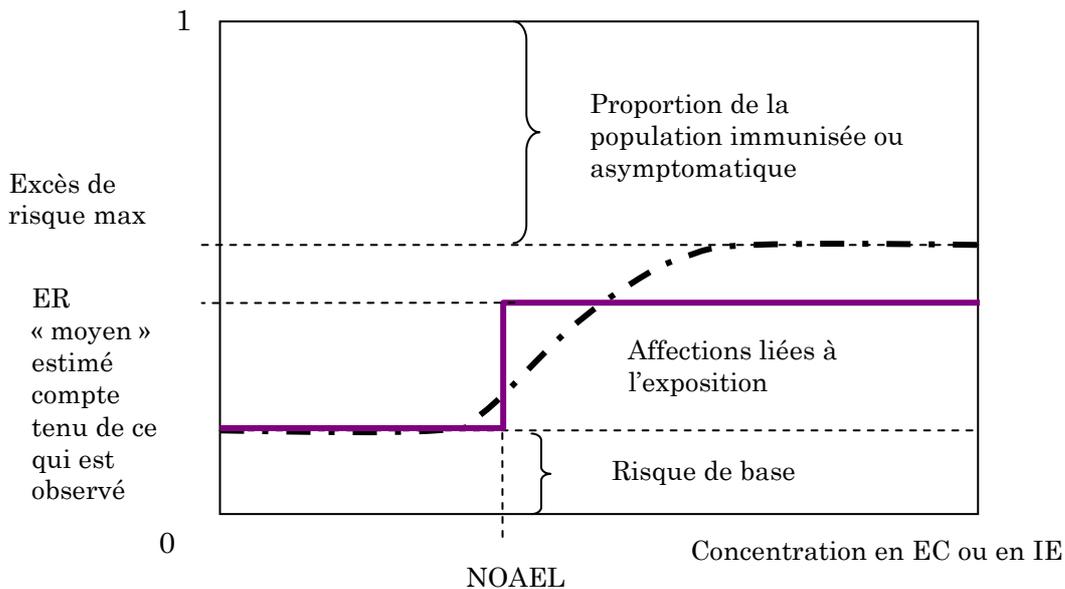


Fig. 2 : Relation dose-réponse simplifiée selon Wiedenmann *et al* (2004)

De manière plus générale, ce phénomène de saturation n'est pas observé dans les études épidémiologiques, du fait de l'absence de fortes valeurs d'exposition aux indicateurs, ou du faible effectif de personnes fortement exposées dans les études ainsi que d'un lien entre indicateurs fécaux et agents pathogènes probablement très variable. Dans les relations dose-réponses utilisées, une saturation de l'excès de risque de GE est appliquée lorsque l'on sort du domaine observé (voir figure 3 à titre d'exemple sur la relation dose-réponse de Kay *et al* [1994]).

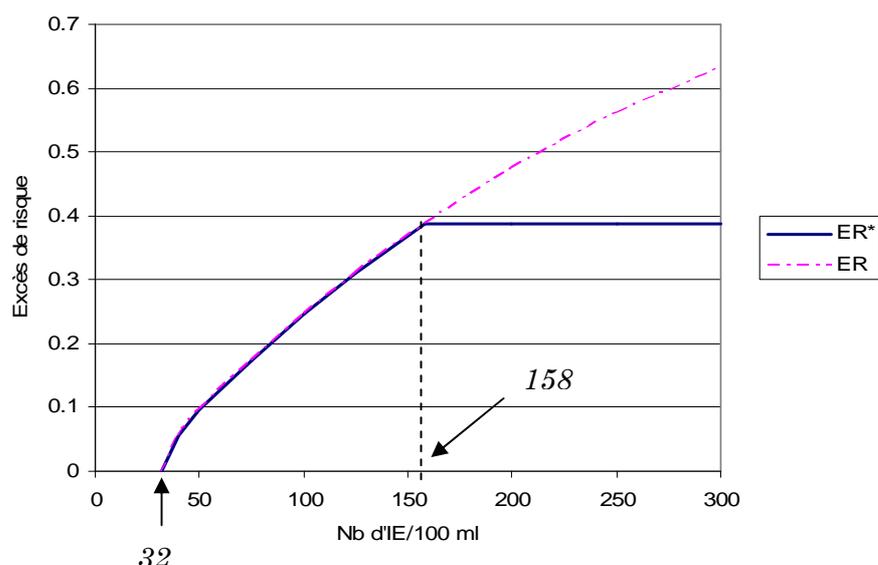


Fig. 3 : Evolution de l'excès de risque de contracter une GE en fonction de la concentration en IE (selon Kay *et al*, 1994) : ER fonction théorique ; ER* fonction avec saturation à partir de 158 IE/100 ml (valeur maximale d'exposition observée).

Les excès de risques individuels de GE proposés dans les études de Kay *et al* (1994) et de Wiedenmann *et al* (2004) ainsi que ceux élaborés à partir de la méta-analyse de l'InVS (2001) sont rappelés ci-dessous (les hypothèses et calculs sont détaillés dans le rapport AFSSE 2004).

Tableau I : Excès de risque de GE en fonction de la concentration en indicateur IE

IE/100 mL ^α	ER Kay ¹ en % GE_UK eau de mer	ER ² Wiedenmann en % eau douce			ER ³ InVS en %		
		GE_UK	GE_UK -wf	GE_NL-2	TDHC eau douce	TDHC eau de mer	TDG ⁴
50	9,5				1,8 – 4,5	0,8 – 2	0,7
100	25				6,1 – 15	2 – 5	1,5
200	39	3,35	4,5	4,85	6,1** – 15	4,5 – 11	3,6
300	39*				6,1** – 15	4,5* – 11	6,3

¹Valeurs calculées à partir de la relation d'exposition-effet fournie par Kay *et al* (1994) en eau de mer.

²Valeurs estimées à partir d'une semaine d'observation par Wiedenmann *et al* (2004) en eau douce quand le seuil sans effet de 25 IE/100 mL est dépassé.

³Valeurs recalculées à partir des RR fournies dans le rapport InVS (2001), sur une durée d'observation d'une semaine, rapportés à une exposition ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % [Wiedenmann] soit à 0,5 % [Kay].

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

*Compte tenu d'une saturation de la relation d'exposition-effet à 158 IE/100 mL.

**Compte tenu d'une saturation de la relation d'exposition-effet à 100 IE/100 mL.

^α Ces valeurs doivent être considérées comme l'exposition individuelle du baigneur.

Tableau II : Excès de risque de GE en fonction de la concentration en indicateur EC

EC/100 mL ^α	ER ² Wiedenmann en % eau douce			ER ³ InVS en %	
	GE_UK	GE_UK-wf	GE_NL-2	TDHC ⁴	TDG ⁴
100	3,35	4,5	4,85	0,3 – 0,7	0,4
250				0,9 – 2,2	1
500				2,4 – 5,9	2,3
1000				3,5* – 8,7	5,5

²Valeurs estimées à partir d'une semaine d'observation par Wiedenmann *et al* (2004) en eau douce quand le seuil sans effet de 100 EC/100 mL est dépassé.

³Valeurs recalculées à partir des RR fournies dans le rapport InVS (2001), sur une durée d'observation d'une semaine, rapporté à une exposition ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % (Wiedenmann) soit à 0,5 % (Kay).

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

*Compte tenu d'une saturation de la relation exposition-effet pour 630 EC/100 mL

^α Ces valeurs doivent être considérées comme l'exposition individuelle du baigneur.

Les concentrations seuils sans effet sont pour les IE respectivement de 32 unités/100 mL selon Kay *et al* (1994) en eau de mer et de 25 unités/100 mL selon Wiedenmann *et al* (2004) en eau douce, ce qui correspond également selon Wiedemann à 100 unités d'EC/100 mL. Ces valeurs sont donc proches entre ces deux études.

Les excès de risque individuel de GE sont, selon les différentes études sources, compris entre 3,5 et 39 % (!) pour une exposition autour de 200 IE/100 mL ou de 1000 EC/100 mL.

L'analyse des données de Wiedenmann *et al* (2004) par classe de niveaux de contamination (quartiles) fait apparaître une augmentation croissante du risque de GE avec le niveau de contamination en indicateurs. L'excès de risque individuel atteint 9 % en moyenne pour des concentrations d'exposition en EC comprises entre 445 et 4600 unités/100 mL et 9,6 % pour des concentrations en IE comprises entre 115 et 1200 unités/100 mL, sans plus de précision. Ce sont les plus hautes valeurs d'exposition aux indicateurs pour lesquelles on dispose d'une mesure de l'excès de risque.

Il est difficile d'évaluer les risques associés à des expositions supérieures à 200 IE/100 mL ou à 1000 EC/100 mL. Les relations dose-réponse utilisées sont censurées par les valeurs d'exposition aux indicateurs observées dans les études.

Les excès de risques estimés par Kay *et al* (1994) sont plus élevés que ceux des autres études, même en considérant les valeurs les plus élevées de Wiedenmann *et al* (2004) et les estimations les plus hautes effectuées à partir de la méta-analyse de l'InVS (2001) et ce alors même que l'exposition maximale observée dans l'étude de Kay *et al* est de 158 IE/100 mL. Néanmoins Kay *et al* (2001) ont, par une ré-analyse des données en 2001, validé la robustesse de ces résultats aux différents cofacteurs et hypothèses de modélisation.

Ces valeurs d'excès de risques ou de seuils sans effet sont des valeurs moyennes estimées à partir de plusieurs sites. Leur utilisation dans le cas d'un site en particulier est délicate, voire peu pertinente, car le lien entre concentration en indicateurs fécaux et concentration en organismes pathogènes n'est pas identique d'un site à l'autre. Il n'est d'ailleurs probablement pas identique au cours du temps sur un même site. La nature de

la cause de la contamination, la taille de la zone urbaine en amont, la présence ou non de stations d'épuration et le niveau d'efficacité de cette épuration interviennent sur ce lien (Rambaud, 2004).

Un indicateur est pertinent si sa présence et son absence, voire sa croissance et sa décroissance, suivent celles des agents pathogènes en cause. Dans le cas présent, il serait logique de considérer qu'un faible dénombrement d'EC et d'IE reflète une faible contamination fécale du site et par conséquent un risque plus faible de contamination en agents pathogènes (virus en particulier) liés au péril fécal responsables de la gastro-entérite. Néanmoins, les durées de vies différentes des bactéries et des virus dans le milieu et dans les processus de traitement des eaux usées peuvent venir démentir cette logique. Un fort dénombrement d'EC ou d'IE est signe d'une probabilité plus importante d'une contamination en agents pathogènes, mais n'implique pas leur présence de manière déterministe.

Ceci étant dit, nous effectuons ci-dessous une étude de faisabilité méthodologique visant à estimer le risque de GE connaissant les résultats d'un échantillon pour les indicateurs EC et IE en s'appuyant sur la méthodologie proposée par Kay *et al* (2004). Le site de baignade concerné est donc un site « virtuel » sur lequel les relations dose-réponses précédemment présentées sont considérées comme applicables.

3. Méthodologie de Kay *et al* (2004)

La méthodologie publiée par Kay *et al* en 2004 est celle sur laquelle s'est appuyée l'union européenne ainsi que l'OMS (2003). Elle a pour but de relier un percentile 95 ou 90 % calculé à partir d'un échantillon de résultats de dénombrement de l'indicateur IE à un niveau de risque de GE. Les différentes hypothèses et extrapolations de cette démarche, généralisée à l'indicateur EC et à l'eau douce, ont été exposées dans le rapport AFSSE 2004 ; une synthèse est présentée ci-dessous.

L'excès de risque individuel de GE lié à une baignade dans une eau de qualité Q est défini par Kay *et al* (2004) comme le produit de la distribution supposée de la contamination en IE de l'eau (qui dépend de Q) et d'une fonction d'excès de risque issue d'une étude épidémiologique.

Cette approche postule alors que le risque pour un baigneur dans une eau de qualité Q d'être exposé à une concentration C en IE peut être représenté par une distribution lognormale dont le percentile P95 (ou P90) est égal à la valeur seuil de la classe de qualité Q , et dont l'écart type vaut 0,81. Cette valeur est censée représenter la variabilité **spatiale et temporelle** de la contamination en IE d'un site de baignade sur une saison de baignade et résulte du calcul de l'écart type de 121 000 résultats de dénombrement d'IE correspondant à 11 000 lieux de baignade européens.

Indépendamment de cette valeur d'écart type, il y a un glissement implicite de la notion de mesure (résultat de dénombrement) à celle de concentration réelle du milieu (sont alors négligés les problèmes liés à la censure³ des données et à l'incertitude de mesure), puis d'une concentration du milieu à une concentration d'exposition : le risque pour un baigneur d'être exposé à une concentration C donnée est assimilé à la probabilité d'observer cette concentration dans l'eau de baignade.

³ Limites inférieures et supérieures liées à la méthode de dénombrement.

Par ailleurs, la méthodologie de Kay *et al* (2004) ne fixe pas un seuil pour une concentration maximale d'exposition, mais pour un percentile. Elle ne permet donc pas de limiter le risque maximal auquel peut être exposé un baigneur dans cette eau : même si une eau de baignade respecte une classe de qualité donnée, rien n'empêche qu'un baigneur soit exposé localement ou temporellement à une forte concentration en indicateurs fécaux, et par extension à un fort risque de GE (sous l'hypothèse de la corrélation avec les agents pathogènes...).

Indépendamment de la problématique liée au lien entre indicateurs fécaux et agents pathogènes, l'approche de la directive européenne tend plus à limiter le risque global auquel un individu est exposé dans une eau de baignade sur une saison, que le risque maximal ponctuel ou temporel auquel il peut être exposé.

4. Résultats de la campagne d'échantillonnage de l'US-EPA (2005)

L'US-EPA a publié en 2005 les résultats d'une campagne de mesures microbiologiques dans les eaux de baignade réalisée dans le cadre du projet EMPACT (*Environmental Monitoring for Public Access and Community Tracking*). Cette campagne s'est déroulée sur cinq plages dont une au bord d'un lac (West Beach, lac Michigan), une au bord d'une rivière (Belle Isle, rivière Detroit), deux au bord de la mer (Wollaston Beach, baie de Quincy ; Imperial Beach, Californie océan pacifique) et une en milieu estuarien (Miami Beach, Chesapeake Bay). Elle avait pour objectif l'évaluation de la variabilité spatiale et temporelle de la contamination d'un site en indicateurs fécaux EC et IE. Les EC ont été mesurés sur les sites d'eau douce (rivière et lac) et les IE en eau de mer et estuarienne. Près de 2 500 prélèvements ont été effectués pour chaque site durant les mois de juillet et août.

Ont été étudiés au travers d'un plan d'échantillonnage complet :

- les variabilités horaire et journalière ;
- l'influence de la profondeur de l'eau au niveau de la zone de prélèvement ;
- l'influence de la profondeur du prélèvement en lui-même ;
- la variabilité sur trois transects perpendiculaires au bord de la plage ;
- ainsi que la variabilité de répétition.

Des prélèvements ont donc été effectués plusieurs jours d'affilée à 9h et 14h, à chaque heure entre 9h et 18h certains jours, et ce en neuf points (voir figures 4) correspondant à trois transects (distants de 20 m chacun) et trois zones de profondeur différente. Certains jours plusieurs prélèvements ont été effectués au même point au même instant pour évaluer la variabilité de répétition.

Figure 2. Beach sampling grid.

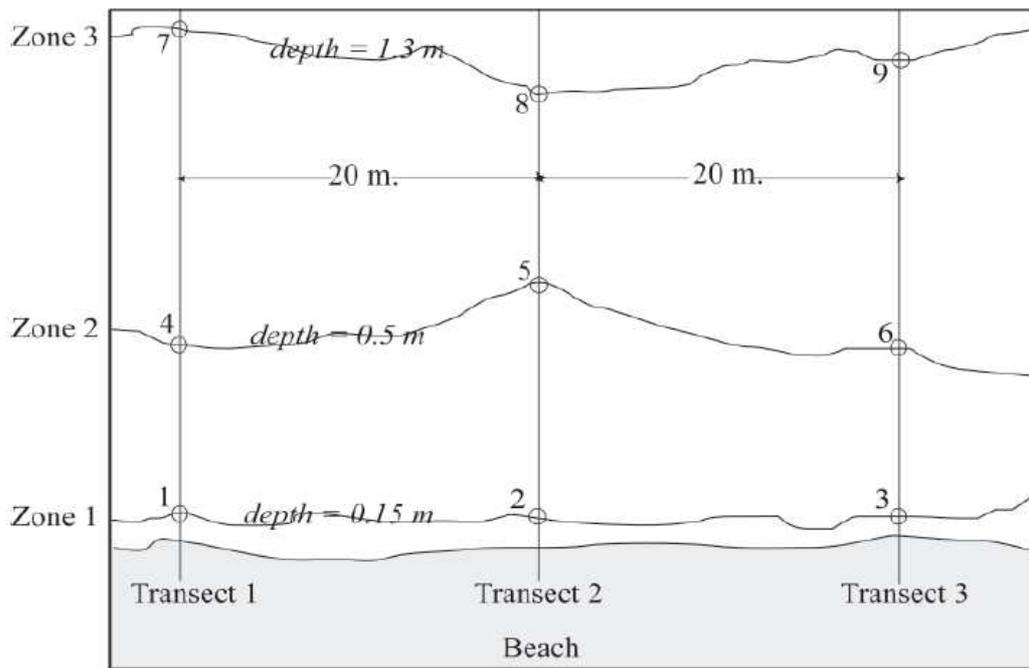
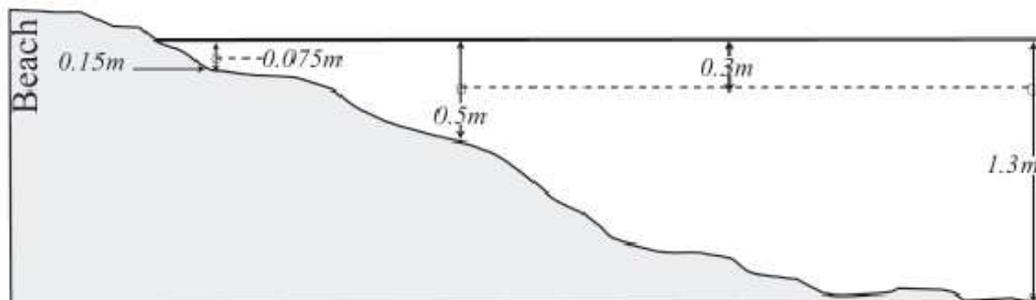


Fig. 4 : Points de prélèvements de l'étude *Empact* issu du rapport « *The Empact Beaches Project : Results From a Study on Microbiological Monitoring in Recreational Waters* » de l'US-EPA (2005), vue de dessus

Cross-section of beach sampling area.



○ = sampling location

Fig. 5 : Points de prélèvements de l'étude *Empact* issu du rapport « *The Empact Beaches Project : Results From a Study on Microbiological Monitoring in Recreational Waters* » de l'US-EPA (2005), coupe transversale

Les trois « zones » de prélèvements (figure 5) correspondent respectivement à des profondeurs d'eau de 0,15, 0,5 et 1,3 m. Pour la zone 1 (0,15 m *Ankle depth*), le prélèvement est effectué à 0,075 m ; pour la zone 2 (0,5 m *Knee depth*), des prélèvements d'eau ont été effectués à la profondeur standard de 0,3 m ainsi que à 0,425 m ; enfin pour la zone 3 (1,3 m *Chest depth*), des prélèvements ont été effectués aux profondeurs de 0,3 et 0,65 m.

Par ailleurs, afin d'identifier les déterminants de la variabilité de la contamination, les paramètres suivants ont été relevés ou mesurés : la température de l'air et de l'eau, la

couverture nuageuse, la pluie les jours précédant le prélèvement, la vitesse et la direction du vent, la direction du courant, la hauteur de vague, l'état de la marée, la densité de baigneurs, la présence de bateaux, d'animaux, de débris, la quantité de matière en suspension, le pH et la turbidité de l'eau.

Les résultats de cette étude sont très synthétiquement présentés ci-dessous.

Au niveau spatial

La profondeur de la zone de prélèvement⁴ est la première source de variabilité spatiale : la contamination en indicateur augmente lorsque la profondeur diminue, autrement dit à proximité du bord (tableau III). Ce phénomène vérifié pour les quatre types de baignades (rivière, lac, mer, estuaire), est plus marqué pour la rivière et l'estuaire et plus marqué à 14h qu'à 9h. D'après le tableau 3, un ratio moyen de l'ordre de 2 apparaît entre la contamination de la zone « cheville » (*Ankle*) (0,15 m) et celle de la zone « genou » (*Knee*) (0,5 m) ; un ratio moyen de l'ordre de 5 apparaît entre la contamination de la zone « genou » (0,5 m) et celle de la zone « poitrine » (*Chest*) (1,3 m).

Il y a en revanche moins d'effet transept et peu d'effet lié à la profondeur du prélèvement en lui-même ; si effet il y a, celui-ci n'est pas systématiquement dans le même sens.

Tableau III : Moyenne géométrique des concentrations en indicateur pour chaque zone de prélèvements, issu du rapport *The Empact Beaches Project* de l'US-EPA (2005)

Comparisons of point-in-time geometric mean indicator density by zone.

Location	9:00 a.m.			2:00 p.m.		
	Ankle	Knee	Chest	Ankle	Knee	Chest
West Beach	34	19	14	41	19	9
Belle Isle	2113	487	11	754	224	4
Wollaston	43	24	12	36	12	7
Imperial Beach	6	5	4	6	4	3
Miami Beach Park	426	221	15	231	67	4

Au niveau temporel

Un facteur 2 ou plus apparaît dans 50 % des cas entre le niveau de contamination d'un jour et celui du lendemain ou inversement. Il n'y a plus de corrélation significative entre les niveaux de contamination des jours j et j+3 ou j+4 quelque soit le site de baignade considéré. D'heures en heures, des variations significatives sont déjà observées ; l'après-midi étant significativement moins contaminée que le matin (probablement un effet de l'ensoleillement).

⁴ A ne pas confondre avec la profondeur du prélèvement en lui-même.

La distribution log-normale de la contamination des eaux est confirmée. Les estimations des variances liées aux différents facteurs spatio-temporels sont présentées dans le tableau IV.

Tableau IV : Variances et écart types des concentrations en indicateur suivant la source de variation, issu du rapport *The Impact Beaches Project* de l'US-EPA (2005)

Standard deviation and variance component estimates for the EMPACT beaches.

Location	Source of variation					
	Replicate Samples ¹	Sampling Depth ²	Depth Zones	Location Within Zone ³	Hourly 9:00am - 6:00pm)	Among Days
Pure factor variances⁴						
West Beach	0.055	- ⁵	0.078	0.031	0.091	0.234
Belle Isle	0.037	0.021	1.480	0.103	0.182	0.168
Wollaston Beach	0.096	0.052	0.203	0.036	0.190	0.339
Imperial Beach	0.138	0.010	0.017	0.032	0.118	0.114
Miami Beach Pk.	0.039	0.047	0.911	0.169	0.329	0.432
Total variances⁶						
West Beach	0.055	0.045	0.133	0.086	0.147	0.289
Belle Isle	0.037	0.058	1.517	0.140	0.219	0.205
Wollaston Beach	0.096	0.147	0.299	0.132	0.285	0.434
Imperial Beach	0.138	0.147	0.155	0.169	0.256	0.252
Miami Beach Pk.	0.039	0.086	0.950	0.208	0.368	0.471
Standard deviations						
West Beach	0.235	0.212	0.365	0.294	0.383	0.538
Belle Isle	0.193	0.241	1.232	0.375	0.468	0.453
Wollaston Beach	0.309	0.384	0.547	0.363	0.534	0.659
Imperial Beach	0.371	0.384	0.394	0.412	0.506	0.502
Miami Beach Pk.	0.198	0.293	0.975	0.456	0.607	0.686

¹ Samples collected at the same point in the water 0.3 M from the surface. ² Samples collected at the same position in the water, but at different depths below the surface. ³ Samples collected from water of the same depth & from the same depth below the surface, but at different points in water.

⁴ Variance attributable solely to its respective factor. ⁵ Estimate of this variance component was negative, so is assumed to be zero. ⁶ Total variance = pure factor variance + replicate sample variance (except in the case of replicate samples themselves, where it is identical to pure factor variance).

Il apparaît que l'écart type (en log base 10) représentant la variabilité liée à la répétition uniquement est compris entre 0,19 et 0,37 suivant le site. Cet écart type est compris entre 0,21 et 0,38 pour la profondeur de prélèvement (+ répétition), entre 0,36 et 1,23 pour la profondeur de la zone de prélèvement, entre 0,3 et 0,45 pour la localisation au sein d'une zone (transept), entre 0,38 et 0,6 pour la variabilité horaire et entre 0,45 et 0,7 pour la variabilité journalière.

Au niveau des déterminants

Suivant les sites, en plus de la contamination du jour j-1, est observée une influence significative des cofacteurs suivants :

- l'ensoleillement, qui réduit la contamination ;
- la direction et la force du vent (plus le vent est fort et vient du large et plus la contamination est importante) ;
- la pluie dans les jours précédents le prélèvement qui augmente la contamination ;
- la température de l'air (plus l'air est froid plus la contamination est importante) ;
- la marée pour les eaux de mer (plus le niveau de l'eau est élevé, plus le niveau de contamination est élevé) ;
- la densité de baigneurs qui augmente la contamination.

5. Evaluation du risque pour un baigneur à partir du résultat sur un échantillon

Hypothèses de travail

- On dispose des résultats de dénombrement d'EC et IE pour un échantillon correspondant à un prélèvement à un moment donné sur un site de baignade.
- On admet la corrélation spatiale et temporelle entre les concentrations en indicateurs fécaux et celles des agents pathogènes en cause dans la GE.
- La classe de qualité du site de baignade est indifférente.
- Ne sont pas pris en compte ou sont considérés comme inconnus : les informations contenues dans le profil du site de baignade, les résultats de prélèvements précédents du site ainsi que l'incertitude de mesure liée à la méthode de dénombrement des indicateurs.
- Les résultats obtenus ne concernent que le moment du prélèvement.

5.1. Représentativité de la mesure : hypothèse de contamination du milieu en EC et IE

Quelle est la représentativité spatiale du résultat d'un échantillon unique au regard de la contamination de l'ensemble du site de baignade ?

Dire que la zone de baignade est spatialement homogène en terme de contamination en indicateurs à un instant donné n'est évidemment pas crédible. L'étude de l'US-EPA (2005) nous montre d'ailleurs le contraire. A défaut d'information concernant la représentativité ou non du point de prélèvement par rapport à l'ensemble de la zone de baignade, la mesure d'IE (par exemple et respectivement d'EC) ne peut qu'être considérée que comme une estimation de la valeur médiane de la contamination autour de laquelle existe une dispersion des concentrations.

Néanmoins, la directive européenne stipule chapitre II, article 3, alinéa 3, que :

« Le point de surveillance est l'endroit des eaux de baignade :

- a) où l'on s'attend à trouver le plus de baigneurs, ou
- b) où l'on s'attend au plus grand risque de pollution, compte tenu du profil des eaux de baignade ».

Par ailleurs, en annexe V de cette directive, il est spécifié que :

« Dans la mesure du possible, les prélèvements doivent être effectués trente centimètres en dessous de la surface de l'eau et dans des eaux profondes d'au moins un mètre. »

Il est possible de penser que les solutions a) et b) précédemment présentées ne conduisent pas au même point, car les rejets ne se font pas a priori directement dans la zone de baignade. Le gestionnaire du site de baignade n'a aucun intérêt à retenir la deuxième solution, car elle ne rend pas favorable le classement de son site. Par ailleurs, en terme de risque, elles font appel à des logiques différentes : l'une (a) vise à faire en sorte que la mesure soit la plus représentative de « l'exposition » de la majorité des baigneurs et l'autre (b) que la mesure soit protectrice vis-à-vis de l'ensemble des baigneurs.

Doit-on considérer le point de prélèvement comme représentant le niveau de contamination médian du site ou bien un niveau élevé de cette contamination ? Dans la seconde hypothèse, il faut pouvoir le justifier, en particulier au regard du profil de l'eau de baignade. Mais, la campagne de mesures de l'US-EPA (2005) montre que la contamination diminue significativement et de manière importante en s'éloignant du bord (lorsque la profondeur de l'eau passe de 0,15 à 1,3 m). Si ces résultats sont généralisables, une zone de prélèvement correspondant à au moins un mètre de profondeur ne permet pas d'appréhender a priori correctement le niveau de contamination de la zone de très faible profondeur, autrement dit là où jouent les enfants.

Dire ce que représente le résultat de l'échantillon par rapport à l'ensemble de la zone de baignade ou de jeux est difficile.

En l'absence d'information complémentaire en particulier concernant le profil du site et le point de prélèvement, deux hypothèses seront considérées :

1. le résultat de l'échantillon est la valeur médiane de la contamination du site de baignade en IE ou EC, quelle que soit la profondeur ou la distance du bord ;
2. le résultat de l'échantillon est une valeur haute (percentile 95 % dans la pratique) de la contamination à un niveau de profondeur de l'eau donnée, qui est d'un peu plus d'un mètre a priori⁵.

Les études effectuées sur la distribution des concentrations en IE et EC dans les eaux de mer ou les eaux douces effectuées par Kay *et al* (2004), Wiedenmann *et al* (2004), US-EPA (2005) et AFSSE (2004) font apparaître une distribution lognormale de cette contamination. C'est donc l'hypothèse que nous retenons, mais quel est l'écart type de cette distribution ?

Pour effectuer une estimation moyenne de ce paramètre dans le cas des eaux de baignade françaises, il faudrait disposer des résultats de dénombrement correspondant à plusieurs prélèvements (une dizaine au moins) effectué au même moment sur un même site et répartis sur l'ensemble de la zone de baignade, et ce pour plusieurs sites. Ces données ne sont naturellement pas disponibles. L'écart type de cette distribution sera donc une valeur prise par défaut.

⁵ A ne pas confondre avec la profondeur de prélèvement qui reste à 0,3 m.

Kay *et al* proposaient dans leur démarche une valeur de 0,81 pour l'écart type (en log base 10) de la distribution censée représenter la variabilité **spatiale et temporelle** de la contamination en IE d'un site de baignade. Un calcul similaire à celui de Kay *et al* effectué sur les données françaises en distinguant eaux de mer (près de 3 000 sites et 86 000 données) et eau douce (1 400 sites et 30 000 données) et en corrigeant l'effet de bord lié à la limite de détection de la méthode NPP⁶ conduit à une valeur similaire pour les eaux douces comme pour les eaux de mer pour l'indicateur IE comme pour EC, a priori légèrement plus élevée pour l'eau de mer que pour l'eau douce (AFSSE, 2004). Néanmoins, conceptuellement cette valeur est biaisée : elle surestime a priori la dispersion moyenne de la contamination d'un site.

Un calcul effectué par site en corrigeant l'effet de bord lié à la limite de détection de la méthode NPP conduit sur les données française à une valeur autour de 0,6 pour les eaux douces, et ce pour l'indicateur IE comme pour EC et probablement un peu plus élevée pour les eaux de mer que pour les eaux douces. Il s'agit d'une estimation moyenne, autour de laquelle une grande variabilité d'un site à l'autre est naturellement observée. Cette valeur de 0,6 représente plus la variabilité temporelle que la variabilité spatiale de la contamination d'une eau, car le point de prélèvement sur chaque site est sensiblement le même à chaque prélèvement.

Wiedenmann *et al* proposaient une valeur de 0,4 pour l'écart type (en log base 10) de la distribution censée représenter strictement la variabilité **spatiale** des concentrations en EC sur un site de type eau douce. Cette valeur est issue d'une étude plus ancienne de l'US-EPA à partir de deux sites de baignade et d'un nombre réduit de prélèvements.

Au regard de la campagne de mesures de l'US-EPA (2005), une valeur de 0,4 semble pertinente pour représenter la variabilité spatiale à profondeur constante (variabilité parallèle à la plage) et une valeur de 0,8 pour la variabilité liée à l'effet de bord (variabilité perpendiculaire à la plage). Ces deux valeurs sont donc retenues. Par ailleurs, il ne semble pas y avoir de différence significative entre les eaux douces et les eaux de mer.

Remarque : toujours au regard de la campagne de mesures de l'US-EPA, une valeur de 0,8 permet d'intégrer et de prendre en compte une variabilité temporelle de 12h-24h (0,6 environ), mais pas la valeur de 0,4.

La contamination en IE du site de baignade « virtuel » sur lequel est effectué le prélèvement est donc représentée au moment du prélèvement par une distribution de concentration lognormale dont l'écart type a pour valeur 0,4 ou 0,8 (en log base 10). Le log base 10 du résultat de dénombrement en IE sera considéré soit comme la médiane (qui est également la moyenne), soit comme le percentile 95 % de cette distribution, ce qui conduit à quatre combinaisons possibles (voir figures 6a et 6b, et tableau V). Idem pour EC.

⁶ Nombre le Plus Probable.

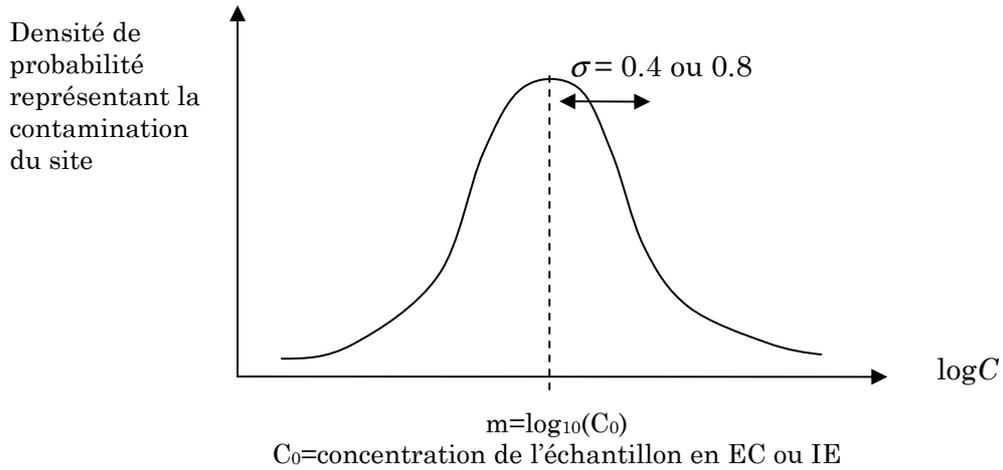


Fig. 6a : Distribution représentant la contamination du site lorsque le résultat de l'échantillon est considéré comme la médiane de cette distribution

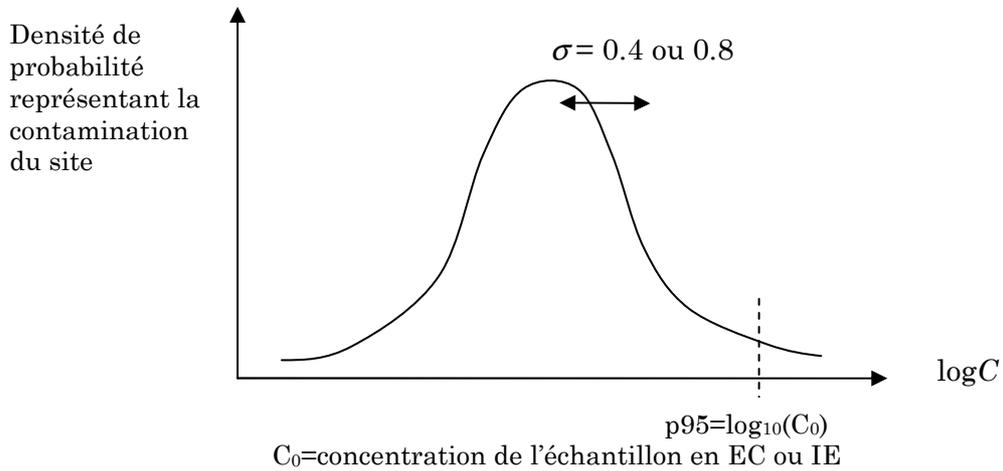


Fig. 6b : Distribution représentant la contamination du site lorsque le résultat de l'échantillon est considéré comme la médiane de cette distribution

Le tableau V ci-dessous indique la signification du croisement des hypothèses concernant l'écart type de la distribution et celles concernant la représentativité du point de prélèvement au vu des résultats de la campagne de mesures de l'US-EPA (2005).

Tableau V : Croisement des hypothèses sur l'écart type de la distribution et sur la représentativité du point de prélèvement

Valeur de l'écart type	$\sigma = 0,4$	$\sigma = 0,8$
Le résultat de l'échantillon est considéré comme le percentile P95 de la distribution lognormale de la contamination	Permet de représenter la variabilité parallèle à la plage à plus d'un mètre de profondeur en considérant que le point de prélèvement est le plus contaminée pour cette profondeur	Cette combinaison a moins de sens, car la contamination du bord apparaît comme supérieur à celui de la zone correspondant à un mètre de profondeur
Le résultat de l'échantillon est considéré comme la moyenne-médiane de la distribution lognormale représentant la contamination	Permet de représenter la variabilité de la contamination à un niveau de profondeur donné d'un mètre au moins (variabilité parallèle à la plage) sans hypothèse a priori sur le niveau de contamination du point de prélèvement	Permet de représenter la variabilité parallèle et perpendiculaire à la plage (prenant en compte l'effet de bord) sans hypothèse a priori sur le niveau de contamination du point de prélèvement

5.2. Exposition des baigneurs aux indicateurs EC et IE

Le niveau de contamination du site en EC et IE étant modélisé ; comment passer d'un niveau de contamination d'un site à l'exposition d'un individu ?

Les baigneurs, sans parcourir nécessairement toute la zone de baignade, sont néanmoins mobiles au sein de cette zone, de même que les contaminants au travers des mouvements de l'eau. Cette mobilité conduit-elle au fait que finalement tout baigneur est exposé de toute façon au niveau de contamination maximal du site au bout d'un certain temps de baignade ? Par ailleurs, les baigneurs ne se répartissent pas aléatoirement sur le site de baignade. Ne sont-ils pas spécifiquement à des endroits plus ou moins contaminés ? Compte tenu des résultats de la campagne de l'US-EPA (2005) et en particulier de ceux concernant l'effet de bord, une des questions principales est : comment se répartissent les baigneurs en fonction de la profondeur de l'eau ?

Ne pouvant répondre à ces questions, sera appliquée pour un échantillon l'approche de Kay *et al* (2004) qui assimile le risque pour un baigneur d'être exposé à une concentration C donnée en IE ou en EC à la densité de probabilité d'observer cette concentration sur le site de baignade. Ce faisant, sont acceptées implicitement les hypothèses suivantes :

1. les baigneurs se répartissent de manière aléatoire et uniforme sur le site de baignade et ne se regroupent pas spécifiquement à des endroits plus ou moins contaminés ;
2. la mobilité des baigneurs et des agents pathogènes peut être considérée comme faible au regard de la durée de baignade et de la taille du site.

L'hypothèse n°1 apparaît clairement fautive en ce qui concerne les enfants.

Enfin, il est évident qu'à un niveau de contamination constant, la quantité d'eau ingérée ou inhalée, autrement dit la quantité d'agents pathogènes inhalée ou ingérée par le baigneur sera dépendant de son âge, de la durée et du type d'activité pratiquée.

Rappelons que dans les études épidémiologiques considérées, la baignade est normalisée : 10 minutes avec 3 fois la tête sous l'eau.

5.3. Evaluation du risque de gastro-entérite en fonction du résultat d'un échantillon

Compte tenu des hypothèses précédemment explicitées, le risque peut être calculé, à partir des résultats sur un échantillon, de la même manière que dans l'approche de Kay *et al* (2004) par la formule suivante :

$$er_{m,s} = \int_c ER(c) \cdot y_{m,s}(c) \cdot dc$$

où :

- $er_{m,s}$ est l'excès de risque de pathologie GE lié à une baignade dans l'eau dont est issu l'échantillon ;
- $y_{m,s}(c) = \frac{1}{s\sqrt{2\pi}} e^{-(\log_{10}(c)-m)^2 / 2s^2}$ est la densité de probabilité de la distribution représentant la contamination du site et l'exposition des baigneurs aux indicateurs fécaux ;
- $ER(c)$ est l'excès de risque suite à une baignade dans une eau contaminée au niveau c issu des relations dose-réponses établies dans les études épidémiologique.

Sont présentés sur les figures 7 à 14 les excès de risque individuel calculés par cette approche en fonction de la concentration en IE ou en EC de l'échantillon. Les relations dose-réponses issues des études épidémiologiques de Kay *et al* (1994) et de Wiedenmann *et al* (2004), ainsi que celles de la méta-analyse de l'InVS (2001) ont été prises en compte. Ont été sélectionnées pour chaque indicateur et chaque type d'eau (douce ou salée) une estimation haute et une estimation basse.

L'écart type de la distribution représentant la variabilité spatiale de la contamination du site est pris à 0,4, puis à 0,8. Parallèlement, le résultat du dénombrement de l'échantillon est considéré comme le percentile 95 % du niveau de contamination du site, puis comme la valeur médiane de cette contamination comme indiqué au chapitre 5.1 (tableau VI).

Tableau VI : Scénarios testés dans l'évaluation des risques

Valeur de l'écart type	$\sigma = 0,4$	$\sigma = 0,8$
Le résultat de l'échantillon est considéré comme le percentile P95 de la distribution lognormale de la contamination	Indicateur IE Cas 1a, fig. 7	Indicateur IE Cas 3a, fig. 11
	Indicateur EC Cas 1b, fig. 8	Indicateur EC Cas 3b, fig. 12
Le résultat de l'échantillon est considéré comme la moyenne-médiane de la distribution lognormale représentant la contamination	Indicateur IE Cas 2a, fig. 9	Indicateur IE Cas 4a, fig. 13
	Indicateur EC Cas 2b, fig. 10	Indicateur EC Cas 4b, fig. 14

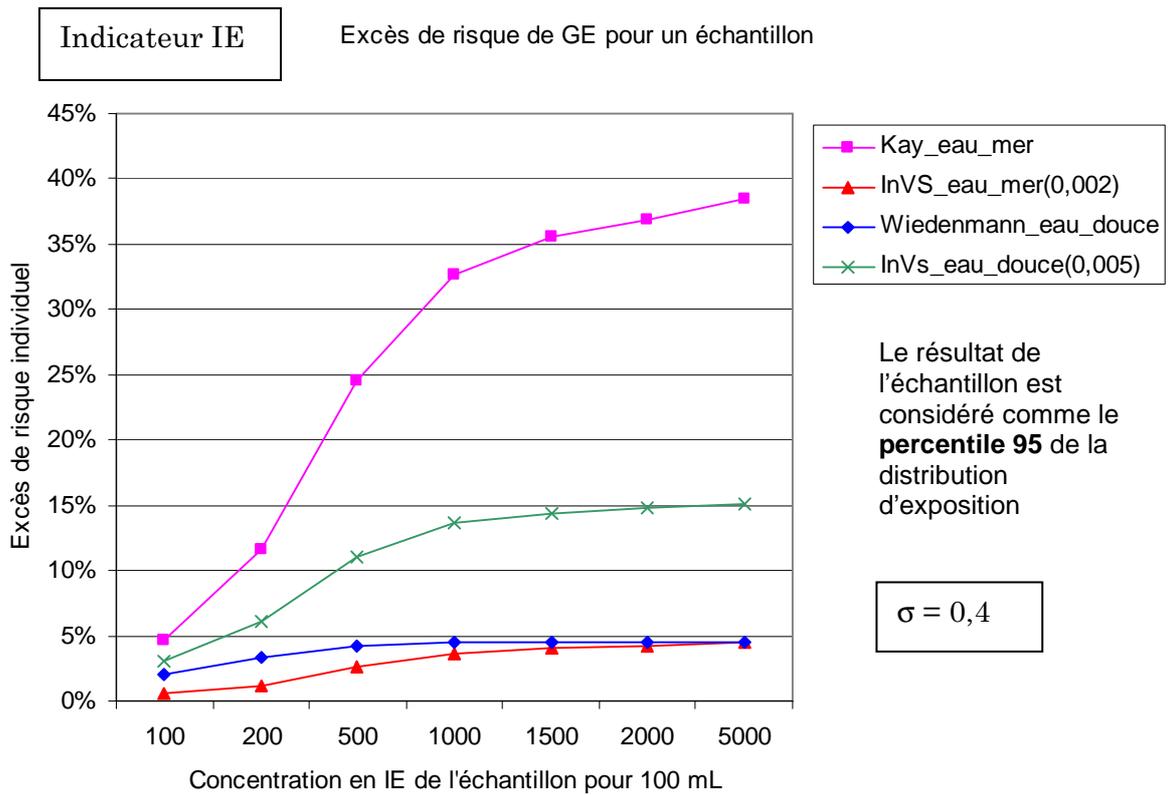


Fig. 7 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 1a

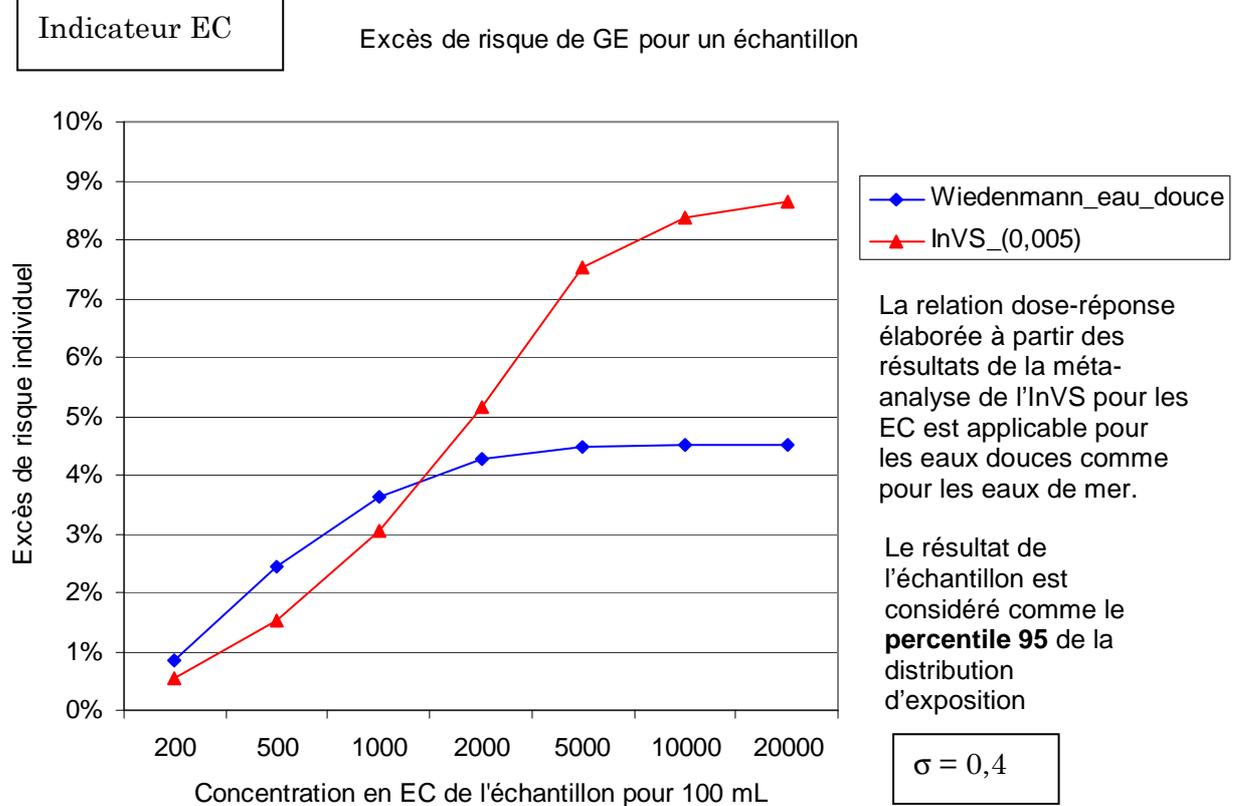


Fig. 8 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 1b

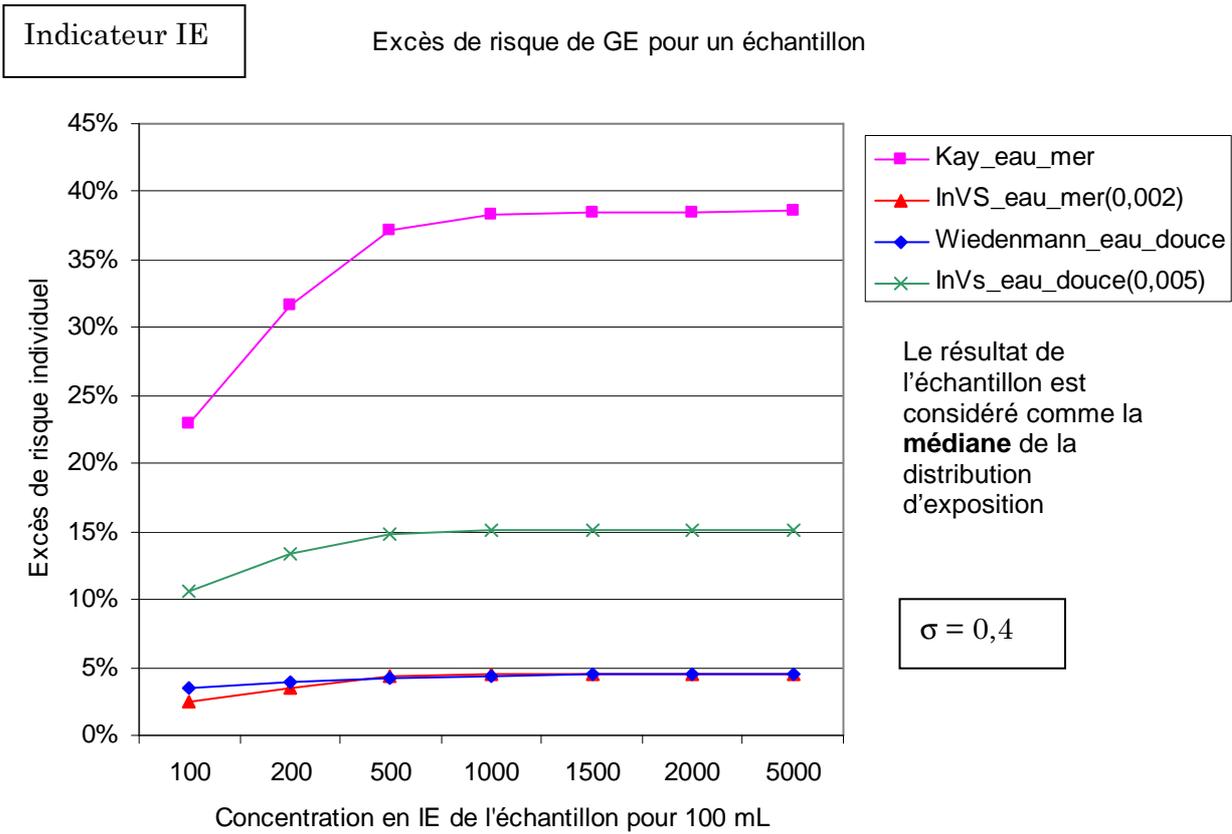


Fig. 9 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 2a

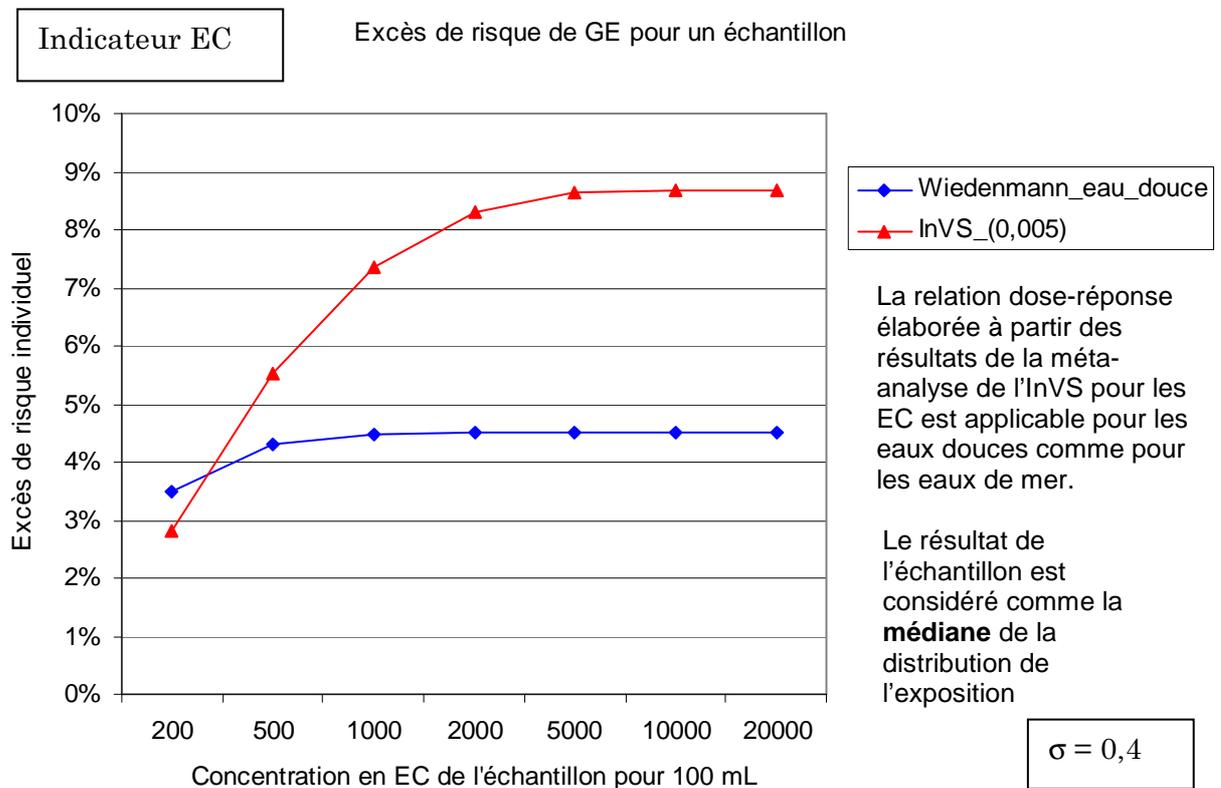


Fig. 10 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 2b

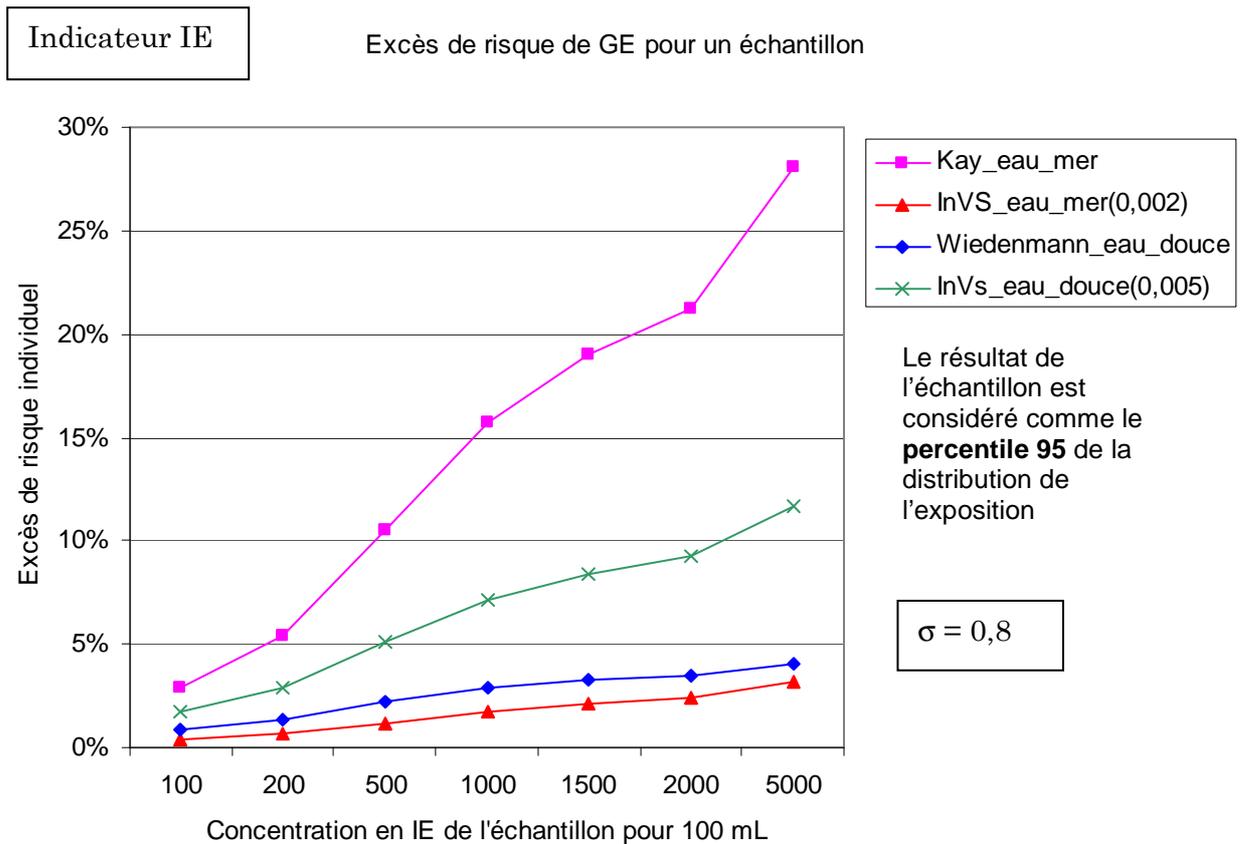


Fig. 11 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 3a

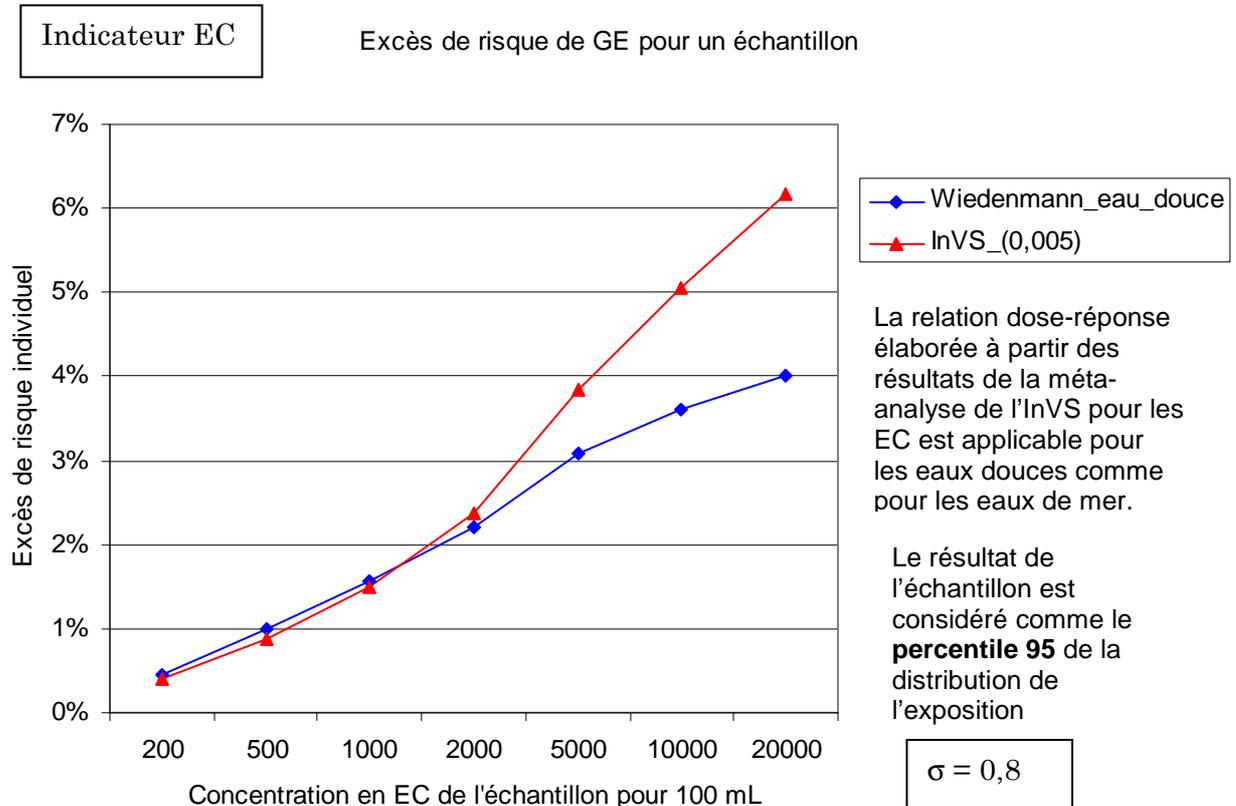


Fig. 12 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 3b

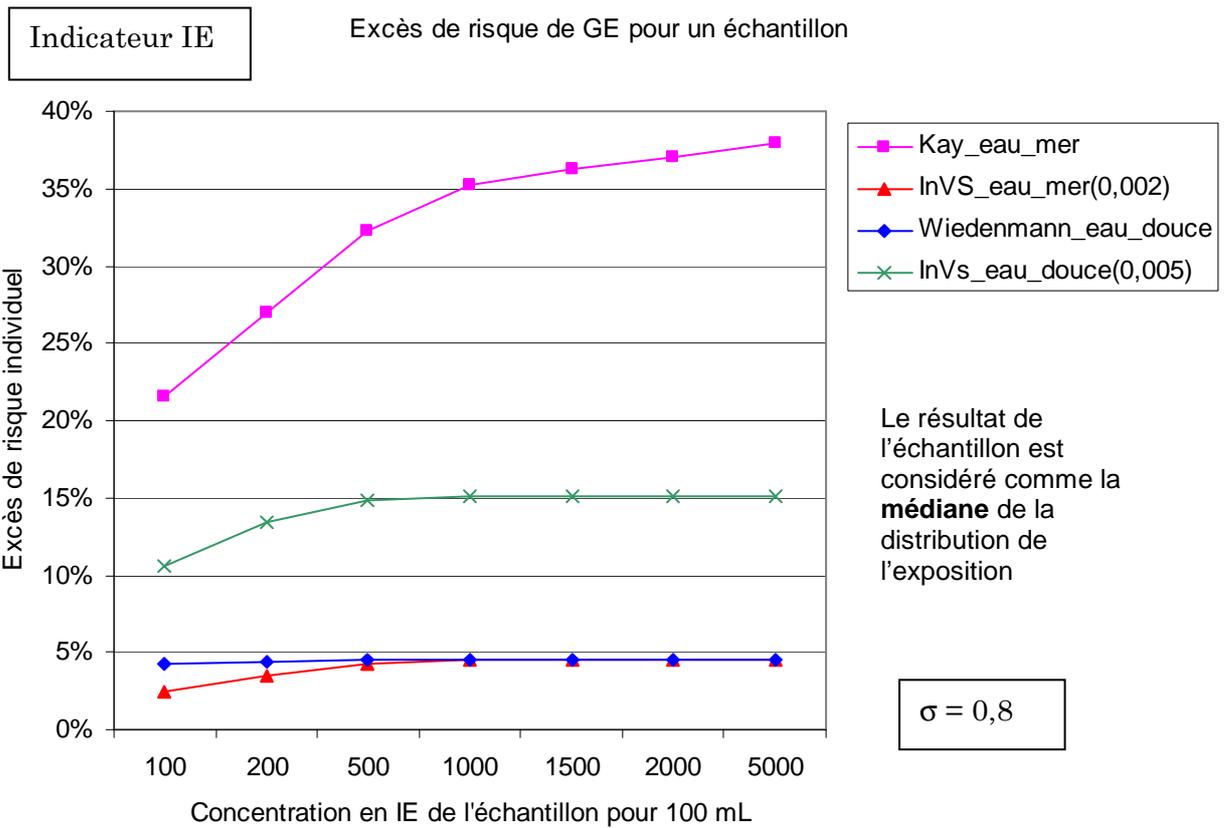


Fig. 12 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 4a

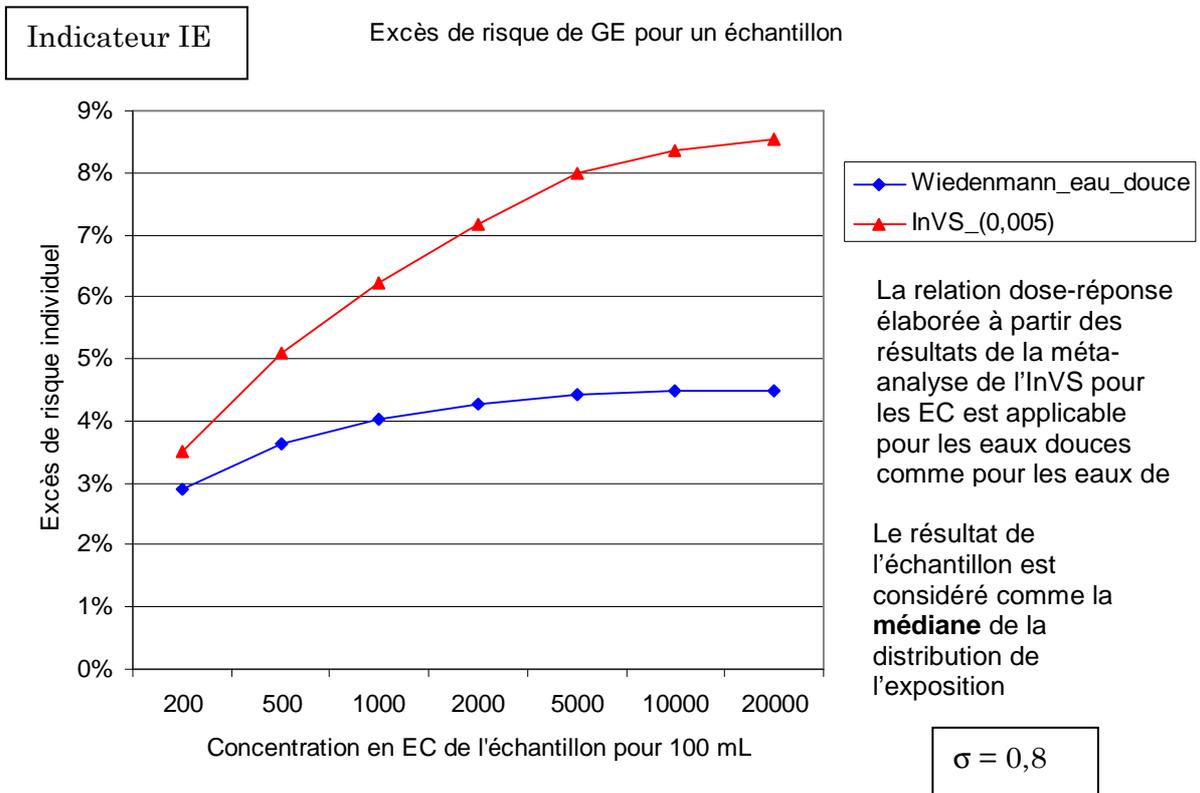


Fig. 13 : Excès de risque de GE en fonction du résultat de l'échantillon, cas 4b

Il est constaté une saturation de l'excès de risque dans tous les cas assez rapidement lorsque la concentration en indicateurs augmente. Cette saturation est en bonne partie liée à la méconnaissance de la relation dose-réponse dans les fortes concentrations en indicateurs. Elle arrive naturellement plus vite, si le résultat de l'échantillon est considéré comme la valeur médiane de la contamination du site de baignade et d'autant plus vite que l'écart type de la distribution représentant l'exposition des baigneurs est faible.

Les excès de risque calculés par cette démarche ne peuvent être supérieurs aux maxima estimés dans les études épidémiologiques sources. Par ailleurs, se retrouvent ici les écarts importants entre les niveaux de risque présents dans les études sources, auxquels s'ajoutent des écarts liés aux hypothèses de calculs.

Les incertitudes importantes associées à ces évaluations de risques, la grande variabilité de résultats constatée ainsi que le phénomène de saturation de l'excès de risque rendent caduque la définition d'un niveau de risque absolu « acceptable » pour définir un seuil sur le résultat du dénombrement d'un échantillon.

5.4. Calculs de valeurs seuils en imposant pour un échantillon le même niveau de risque que celui de la classe de qualité suffisante de la directive européenne 2006/7/CE

Est recherchée la valeur seuil pour un échantillon correspondant à un excès de risque équivalent à celui consenti implicitement⁷ pour les eaux de qualité suffisante dans la directive 2006/7/CE.

Pour cela, on travaille par étude épidémiologique source et on cherche sur la relation dose-réponse correspondant à chacune la valeur seuil qui conduit à la même estimation de risque que celle estimée pour la classe de qualité suffisante de la directive. On travaille donc en relatif.

Les valeurs de risques les plus élevées obtenues pour les manifestations de GE considérées comme les plus objectives : TDHC et GE_UK sont retenues. Ces valeurs, présentées dans le rapport AFSSE (2004) et rappelées dans les tableaux AII-I à AII-IV en annexe, sont comprises entre 1,5 et 8,5 % suivant l'étude source, le type d'eau et l'indicateur. Sont donc cherchées les valeurs seuils pour un échantillon qui permettent de respecter ces niveaux de risques.

Cette manière de procéder apporte un niveau de **protection supérieur** à l'approche par classement de la directive européenne puisqu'il est imposé, pour chaque échantillon, le même niveau de risque que celui accepté de manière globale sur une saison de baignade.

Ces valeurs ont néanmoins été calculées et sont présentées dans les tableaux VII à X.

⁷ Implicitement, car aucune valeur de risque n'est mentionnée dans la directive.

Tableau VII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL d'eau dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme la **médiane** de la distribution d'exposition, qui a pour écart type **0,4**

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	43	160
Eau de mer	35	110

Ces valeurs sont très faibles et proches des concentrations seuils sans effet estimées dans les études de Kay *et al* (1994) et de Wiedenmann *et al* (2004), bien que seule la variabilité parallèle à la plage soit prise en compte.

Tableau VIII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme le **percentile 95** de la distribution d'exposition dont l'écart type vaut **0,4**

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	200	700
Eau de mer	150	500

Le fait de considérer le résultat de l'échantillon comme le percentile P95 de la contamination conduit naturellement à des valeurs seuils supérieures. Là encore, seule la variabilité parallèle à la plage est prise en compte mais le point de prélèvement est considéré comme étant plus fortement contaminé.

Tableau IX : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme la **médiane** de distribution d'exposition dont l'écart type vaut **0,8**

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	30	90
Eau de mer	18	50

Ce sont les valeurs les plus faibles : elles tiennent compte de la variabilité spatiale parallèle et perpendiculaire à la plage, sans faire d'hypothèse sur le caractère plus ou moins contaminé a priori du point de prélèvement par rapport à l'ensemble de la zone de baignade.

Tableau X : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme le **percentile 95** de la distribution d'exposition dont l'écart type vaut **0,8**

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	650	1800
Eau de mer	360	1000

Au regard de la campagne de mesure de l'US-EPA (2005), la distribution d'exposition correspondant à ce cas de figure est peu pertinente.

Les valeurs seuils apparaissent plus faibles lorsque le résultat de l'échantillon est considéré comme la médiane de la distribution d'exposition spatiale, que lorsque le résultat de l'échantillon est considéré comme le percentile *p*95 de cette distribution.

Rappel : un écart type de 0,4 apparaît comme un choix pertinent pour représenter la variabilité spatiale à profondeur constante⁸, c'est-à-dire la variabilité parallèle à la plage. Un écart type de 0,8 apparaît comme un choix pertinent pour représenter la variabilité liée à l'effet de bord, c'est-à-dire la variabilité perpendiculaire à la plage. Cette valeur de 0,8 permet également de prendre en compte une variabilité temporelle de 12-24h (0,6), ce n'est pas le cas de la valeur 0,4.

Considérer une variabilité spatiale plus importante (écart type = 0,8 et non 0,4) conduit à réduire les valeurs seuils si le résultat de l'échantillon représente la valeur médiane de la contamination, mais à les augmenter si le résultat de l'échantillon représente le percentile P95 de la contamination. L'augmentation de la variabilité spatiale a donc un effet différent suivant la qualification du résultat de l'échantillon au regard de l'ensemble de la zone de baignade.

Les valeurs seuils précédemment calculées sont d'autant plus faibles que les hypothèses considérées pour palier la faiblesse de l'information apportée par le résultat sur un échantillon unique sont conservatrices. Cette démarche sanitaire n'apparaît pas pertinente pour définir des valeurs seuils dans le cadre de la gestion de l'échantillon unique

6. Approches alternatives pour la définition de valeurs seuils de gestion sur les résultats d'un échantillon

6.1. Approche n°1

Dans cette approche, la contamination du site de baignade en IE et en EC est encore représentée au moment du prélèvement par une distribution lognormale dont l'écart type vaut 0,4 ou 0,8. Le résultat de l'échantillon est considéré soit comme la valeur médiane-moyenne de cette distribution, soit comme le percentile P95. En revanche, il n'y a plus de notion d'exposition et de risque de GE.

Le percentile P90 de la contamination en IE et en EC supposée du site au regard du résultat d'un échantillon doit être inférieur ou égal à la valeur du percentile P90 acceptée dans la classe de qualité suffisante de la directive 2006/7/CE.

Cette manière de procéder conduit aux valeurs seuils ci-dessous.

Tableau XI : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme la médiane de la distribution représentant la contamination du site, dont l'écart type vaut 0,4

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	100	280
Eau de mer	60	150

⁸ Il s'agit de la profondeur de l'eau et non du prélèvement.

Tableau XII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme le percentile 95 de la distribution représentant la contamination du site, dont l'écart type vaut 0,4

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	460	1250
Eau de mer	260	700

Tableau XIII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme la médiane de la distribution représentant la contamination du site, dont l'écart type vaut 0,8

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	30	85
Eau de mer	18	50

Tableau XIV : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL dans le cas où le résultat de l'échantillon est considéré comme le percentile 95 de la distribution représentant la contamination du site, dont l'écart type vaut 0,8

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	660	1800
Eau de mer	370	1000

Cette manière de procéder conduit à des résultats finalement très proches de ceux obtenus par l'approche d'évaluation des risques du chapitre 5.4.

6.2. Approche n°2

Aucune hypothèse n'est faite sur la distribution de la contamination en IE ou en EC au moment du prélèvement. Les résultats de dénombrement en IE et EC de l'échantillon sont simplement comparés aux valeurs seuils de la directive. Néanmoins, les valeurs seuils de la classe qualité suffisante sont inférieures ou égales à celles de la classe bonne qualité ; la différence entre ces deux classes est liée au pourcentage du percentile considéré : 95 % dans un cas et 90 % dans l'autre. Il faudrait donc comparer le résultat de l'échantillon aux valeurs seuils de la classe de bonne qualité, ce qui n'est pas très logique.

Etait expliqué dans le rapport AFSSE (2004), que compte tenu des hypothèses de Kay⁹ *et al* (2004), il était possible de « convertir » une valeur seuil définie à 90 % en une valeur définie à 95 % en conservant le même niveau de risque « théorique ». Cette conversion s'effectue en multipliant le seuil à 90 % par un coefficient¹⁰ 2. Les tableaux AI-I et AI-II de l'annexe I correspondant aux valeurs seuils de la directive 2006/7/CE auraient pu être remplacés par les tableaux XV et XVI ci-après, qui sont d'ailleurs plus simple à

⁹ Les mesures des concentrations microbiologiques suivent une distribution lognormale ; le percentile des mesures microbiologiques est indépendant de l'écart type de ces mesures, qui admet pour valeur 0,81.

¹⁰ Attention, cette valeur dépend des pourcentages 90 et 95 %, et de la valeur de l'écart type (0,81). De manière générale, le coefficient de passage d'un seuil défini à x % à un seuil défini à y % avec un écart type σ se calcule de la manière suivante : $10^{(pnrc[y\%]-pnrc[x\%])\times\sigma}$ où $pnrc[x\%]$ est le percentile x % correspondant à la loi normale centrée réduite (*ie* la loi normale de moyenne 0 et d'écart type 1).

communiquer vis-à-vis du public. On peut dans ce cas comparer le résultat de l'échantillon aux valeurs seuils converties de la classe de qualité suffisante.

Tableau XV : Valeurs seuils et classes de qualité pour l'eau douce

Indicateur ¹ \ Qualité d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	200	400	660
EC en UFC/100 mL	500	1000	1800

¹Pour qu'une eau de baignade soit classée dans une catégorie de qualité donnée, il faut que les percentiles 95 des résultats de dénombrement sur les deux indicateurs microbiologiques soient inférieurs aux valeurs seuils de la classe de qualité considérée.

Tableau XVI : Valeurs seuils et classes de qualité pour l'eau de mer

Indicateur ¹ \ Qualité d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	100	200	370
EC en UFC/100 mL	250	500	1000

¹Pour qu'une eau de baignade soit classée dans une catégorie de qualité donnée, il faut que les percentiles 95 des résultats de dénombrement sur les deux indicateurs microbiologiques soient inférieurs aux valeurs seuils de la classe de qualité considérée.

Par cette approche, pourraient être proposées les valeurs seuils ci-dessous.

Tableau XVII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	660	1800
Eau de mer	370	1000

6.3. Les valeurs seuils appliquées dans le cas d'un échantillon unique de l'US-EPA

L'US-EPA recommandait en 1986 et reprenait en 2002 un tableau (tableau XVIII) constitué de deux types de valeurs seuils : (i) une valeur seuil pour la moyenne géométrique des résultats des échantillons prélevés au cours du temps dans une eau de baignade et (ii) une valeur seuil pour la concentration maximale observée, et ce pour les deux indicateurs en eau douce ainsi que pour l'indicateur IE en eau de mer. Ces dernières valeurs seuils, qui s'adressent aux résultats d'un échantillon unique, sont différentes suivant la fréquentation du site de baignade, mais sont néanmoins fondées d'après US-EPA (1986) sur des critères sanitaires.

Tableau XVIII : Valeurs seuils en unité par 100 mL de l'US-EPA (1986)

Indicator	Illness rate (per 1000)	Geometric mean Density	Single Sample Maximum Allowed Density			
			Designated beach area	Moderate use for bathing	Lightly use for bathing	Infrequent use for bathing
Freshwater						
enterococci	8	33	62	78	107	151
<i>E. coli</i>	8	126	235	298	410	576
Marine water						
enterococci	19	35	104	158	276	501

Une approche fondée sur le niveau de fréquentation du site revient d'une certaine manière à se fixer un critère non pas sur un risque individuel, mais sur un impact sanitaire, autrement dit un nombre de cas de gastro-entérite attribuables à la baignade.

Les valeurs seuils proposées pour la moyenne géométrique de la concentration en indicateur sont fondées sur un critère sanitaire et correspondent d'après l'US-EPA (1986) à des excès de risque de GE respectivement de 8 et 19 pour 1000 en eau douce et en eau de mer. Ces valeurs de risque sont en fait celles qui ont été associées à la valeur seuil proposée pour les eaux de baignade en 1976 pour l'indicateur « coliformes fécaux ».

Autrement dit, une première valeur seuil avait été proposée en 1976 sur les coliformes fécaux pour les eaux de baignade de manière générale. Elle a été associée en 1983 pour les eaux de mer et 1986 pour les eaux douces à des niveaux de risque différents, qui ont ensuite été repris pour définir les valeurs seuils sur les nouveaux indicateurs IE et EC dans ces deux types d'eau. Ces niveaux de risque n'ont donc pas été définis comme des niveaux de risque « acceptable ».

Ces valeurs d'excès de risque (respectivement 8 et 19 pour mille) paraissent faibles au regard des valeurs présentées précédemment. Néanmoins, elles sont associées à des valeurs d'exposition moyenne de l'ordre de 35 IE et 125 EC pour 100 mL, qui correspondent pratiquement aux valeurs seuils sans effet estimées par Wiedenmann *et al* (2004) et Kay *et al* (1994). Si on prend en compte l'intégralité des relations dose-réponses dont sont issues ces valeurs, on trouve pour 200 IE et 1000 EC pour 100 mL des excès de risques de l'ordre de 4 % et de 1,5 % respectivement pour les eaux de mer et les eaux douces. Ces valeurs se rapprochent de celles présentées précédemment.

L'US-EPA avait proposé en 1986 des valeurs seuils à comparer aux concentrations maximales observées sur les sites de baignade. Ces valeurs peu élevées dépendent de la fréquentation du site : entre 62 et 151 unités/100 mL pour les entérocoques et entre 235 et 576 unités/100 mL pour les *Escherichia coli*.

7. Lien entre les concentrations en indicateurs IE et EC dans les eaux de baignade

Supposons les valeurs seuils « échantillon unique » fixées pour les indicateurs IE et EC, la question est alors de savoir si une procédure de gestion doit être déclenchée lorsque

les seuils sont dépassés sur les deux indicateurs simultanément ou si le dépassement de seuil sur l'un des indicateurs seulement est suffisant. Si la démarche de la directive 2006/7/CE appliquée aux percentiles est généralisée au cas de l'échantillon unique, c'est la deuxième solution qui doit être retenue. La pertinence de cette question dépend du fait de savoir si les concentrations des deux indicateurs IE et EC reliées dans les eaux de baignade ?

Rappel : la concentration en indicateurs n'est pas connue en elle-même ; seule une estimation potentiellement censurée de cette concentration obtenue par la méthode de dénombrement NPP (nombre le plus probable) est accessible ; cette donnée est appelée résultat de dénombrement. Au cours de son étude épidémiologique, afin d'appréhender au mieux l'exposition des baigneurs, Wiedenmann (2004) effectue des prélèvements très régulièrement dans le temps et l'espace au moment et sur le lieu de baignade. Les dénombrements des indicateurs EC et IE ont alors été effectués pour chaque prélèvement. Wiedenmann obtient à partir de ces résultats une corrélation de l'ordre de 0,8 entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE (valeurs en log) sur ces prélèvements et ce en considérant les données des quatre sites de baignade simultanément.

Sur les données françaises (prélèvements effectués dans le cadre de la surveillance réglementaire des eaux de baignade françaises, voir chapitre 8) des années 2003 à 2006, la corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs IE et EC est de l'ordre de 0,5 (sur les rangs des valeurs) pour les eaux douces comme pour les eaux de mer lorsque sont considérées simultanément les données de tous les sites. Cette corrélation apparaît en fait très dépendante des sites : elle varie entre -0,46 et 1 suivant les sites. Elle est supérieure à 0,4 pour 50 % des sites d'eau douce et supérieure à 0,44 pour 50 % des sites d'eau de mer. Elle est supérieure à 0,73 pour 5 % des sites en eaux douces comme en eaux de mer. Sa valeur moyenne est de 0,5.

Il semble donc qu'une corrélation relativement élevée (0,8) apparaisse entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE dans un ensemble de prélèvements effectués au même moment et au même endroit (Wiedenmann, 2004). En revanche, cette corrélation apparaît beaucoup plus variable d'un site à l'autre lorsque les prélèvements ne sont pas effectués au même moment et en moyenne plutôt faible (0,5). Ceci peut en partie être expliqué par la censure des résultats de dénombrement dans les faibles valeurs (15 bactéries/100 ml), mais pas uniquement. En effet, cette corrélation moyenne varie de 0,34 à 0,54 lorsque l'on passe des sites de qualité excellente aux sites de qualité insuffisante dans les eaux douces, et de 0,4 à 0,66 dans les eaux de mer. Des résultats équivalents ont été trouvés sur les données 1999-2003 utilisées dans le rapport AFSSET 2004 (voir annexe III).

En revanche, la corrélation entre les percentiles¹¹ 95 % des deux indicateurs EC et IE calculés pour chaque site sur les 4 années de données 2003 à 2006 est de l'ordre de 0,73 pour les eaux douces comme pour les eaux de mer (les corrélations sur les percentiles en log et sur les rangs des percentiles sont très proches). Autrement dit, les deux indicateurs ont une tendance à se suivre d'un site à l'autre lorsque pour chaque site sont agrégées toutes les données du site sur plusieurs années au travers d'un percentile (voir figures ci-dessous).

¹¹ Calculés comme indiqué dans la directive européenne 2006/7/CE, c'est-à-dire sous l'hypothèse d'une distribution lognormale des résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE.

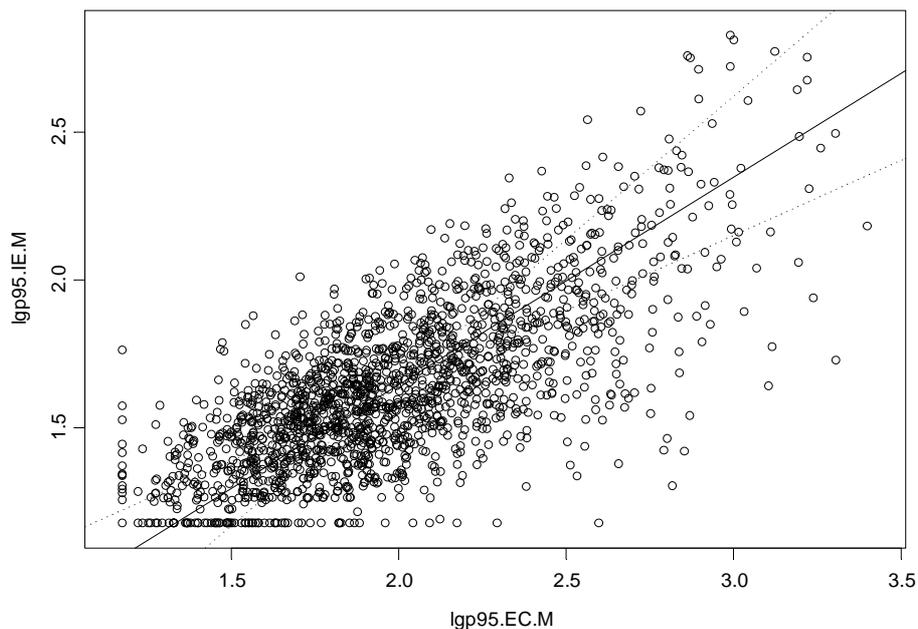


Fig. 14 : Relation entre les percentiles 95 % des indicateurs IE et EC calculés pour chaque site de baignade en eau de mer. Valeurs en log base 10. Chaque point représente un site de baignade en eau de mer ; il y a 1851

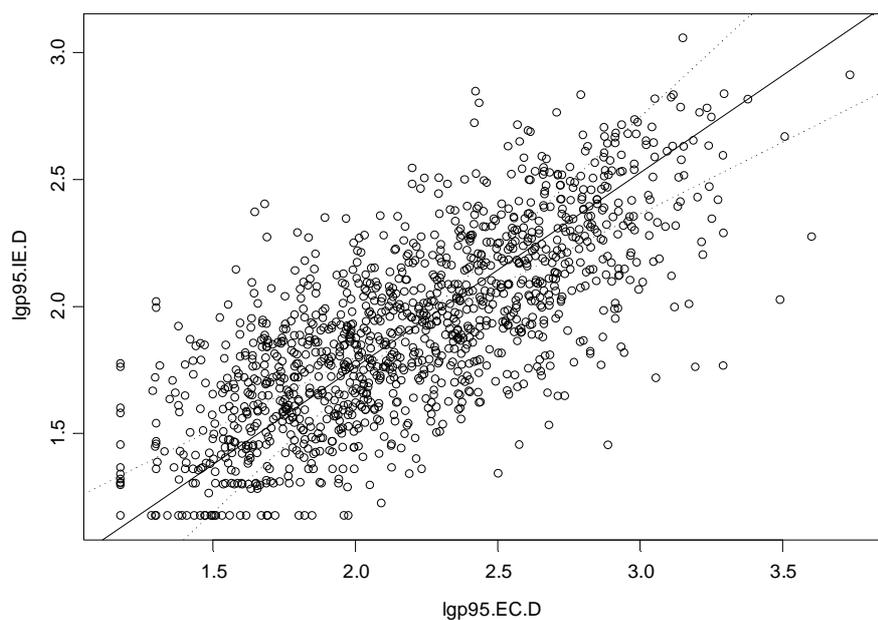


Fig. 15 : Relation entre les percentiles 95 % des indicateurs IE et EC calculés pour chaque site de baignade en eau douce. Valeurs en log base 10. Chaque point représente un site de baignade en eau douce ; il y a 1273

Les droites affichées sur les graphiques 14 et 15 précédents résultent d'une régression de type « axe majeur réduit ». Les équations obtenues par cette approche sont réversibles : elles permettent d'exprimer aussi bien l'indicateur IE en fonction d'EC qu'EC en fonction d'IE. Elles sont présentées dans le tableau XIX ci-dessous et sont comparables pour les eaux de mer et les eaux douces.

Tableau XIX : Relation entre les percentiles 95 % des indicateurs EC et IE sur les sites d'eau douce et les sites d'eau de mer

	p95 EC → p95 IE	p95 IE → p95 EC
Eau douce	$\log_{10}(IE) \approx 0,77 \times \log_{10}(EC) + 0,23$	$\log_{10}(EC) \approx 1,31 \times \log_{10}(IE) - 0,30$
Eau de mer	$\log_{10}(IE) \approx 0,70 \times \log_{10}(EC) + 0,24$	$\log_{10}(EC) \approx 1,42 \times \log_{10}(IE) - 0,34$

La corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs EC et IE au niveau prélèvement apparaît donc très variable d'un site à l'autre et en moyenne faible (0,5). En revanche, les percentiles p95 des résultats de dénombrement en EC et IE estimés à partir de données recueillies sur 4 ans sur chaque site sont plus corrélés sur l'ensemble des sites de baignade français (0,73). Cette dernière information est intéressante pour le classement des sites de baignade, mais peu pour la gestion des échantillons uniques.

Cette corrélation ou non corrélation entre indicateurs au niveau des prélèvements a-t-elle une signification vis-à-vis de l'origine de la contamination et par extension vis-à-vis du risque de gastro-entérite ?

A défaut d'information complémentaire sur cet aspect, la démarche de la directive appliquée au cas des percentiles sera transposée au cas de l'échantillon unique : il suffit donc que le résultat de dénombrement sur un des indicateurs dépasse la valeur seuil retenue pour que l'échantillon soit considéré comme « recalé » et qu'une procédure de gestion soit déclenchée.

8. Estimation du pourcentage d'échantillons « recalés » par rapport à un choix de valeurs seuils

8.1. Données utilisées

Ont été considérés pour cette étude les résultats de dénombrements en EC et IE effectués à partir des échantillons prélevés dans les eaux de baignade françaises dans le cadre de la surveillance réglementaire de ces eaux¹². Les données utilisées sont celles des années 2003 à 2006 fournies par la DGS pour le calcul du classement des sites de baignade suivant la méthodologie de la nouvelle directive européenne 2006/7/CE.

Ont été considérés les sites de baignade pour lesquels des données étaient disponibles pour les quatre années, ce qui représente 1851 sites d'eau de mer et 1273 sites d'eau douce.

Vingt prélèvements ont été éliminés car un code « #VALEURMULTI » a été identifié en lieux et places des résultats de dénombrement attendus sur les indicateurs EC ou IE. Il s'agit de 14 prélèvements pour l'année 2003 et de 5 pour l'année 2004 en eau de mer, ainsi que d'un prélèvement pour l'année 2004 en eau douce. Ces prélèvements correspondent à des sites de baignade différents.

¹² Disponibles dans la base SISE-baignade.

Pour les sites en eau de mer, le nombre de prélèvements disponibles par site pour les 4 années est compris entre 16 et 160, mais supérieur à 100 pour deux sites seulement ; il est en moyenne de 52.

Pour les sites en eau douce, le nombre de prélèvements disponibles par site est compris entre 12 et 98 ; il est inférieur à 16 pour 16 sites et en moyenne de 24.

8.2. Valeurs seuils

Les valeurs seuils considérées sont identiques quelle que soit la classe de qualité de l'eau de baignade considérée. Les valeurs retenues dans cette étude sont celles définies dans le paragraphe 6.2 et rappelées ci-dessous. Un échantillon sera dit « recalé », si le résultat du dénombrement sur l'un des indicateurs IE ou EC au moins dépasse la valeur seuil correspondante.

Rappel du tableau XVII : Valeurs seuils pour un échantillon en unité par 100 mL

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	660	1800
Eau de mer	370	1000

8.3. Pourcentage d'échantillons « recalés »

Le pourcentage d'échantillons « recalés » est en moyenne de 1,7 % pour les sites en eau douce et de 2,2 % pour les sites en eau de mer pour les données des années 2003 à 2006. Il est néanmoins très variable d'un site à l'autre, compris entre 0 et 9 % pour 95 % des sites en eaux douces comme en eaux de mer. Ce pourcentage est nul pour 50 % au moins des sites d'eau douce et inférieur à 1,2 % pour 50 % des sites d'eau de mer. Ces valeurs sont évidemment un peu plus faibles si ne sont considérés que les sites conformes à la baignade. Un calcul similaire effectué sur des données 1999-2003 donne des résultats identiques (voir annexe III), ce qui renforce la robustesse de ces résultats.

Il faut rappeler que la directive 2006/7/CE permet d'écarter au plus 15 % du nombre d'échantillons prévus par le calendrier de surveillance ou pas plus d'un échantillon par saison balnéaire.

Huit sites d'eau douce parmi les 1273 pris en compte dans cette étude admettent un pourcentage d'échantillons « recalés » supérieur à 15 % et 17 sites admettent plus d'un échantillon « recalé » par an.

23 sites d'eau de mer parmi les 1871 pris en compte dans l'étude admettent un pourcentage d'échantillons « recalés » supérieur à 15 % et 71 sites admettent plus d'un échantillon « recalé » par an.

Si sont retenues pour valeurs seuils « échantillon unique » respectivement les valeurs de 660 IE/100 mL et 1800 EC/100 mL pour les eaux douces et de 370 IE/100 mL et 1000 EC/100 mL pour les eaux de mer, 2 % environ en moyenne des prélèvements sont

« recalés » sur les données des années 2003 à 2006 pour les eaux douces comme pour les eaux de mer.

Bibliographie

1. AFSSE, octobre 2004. Qualité microbiologique des eaux de baignade : Analyse statistique des niveaux de risque et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE. Rapport d'analyse en réponse à la saisine AFSSE 2004/009.
2. Institut de Veille Sanitaire (InVS): Critères microbiologiques de qualité des eaux de baignades : évaluation des risques en vue de la révision des normes européennes. Paris, Janvier 2001. Auteurs L. Pena, D. Zmirou, A. Le Tertre et M. Ledrans.
3. Kay D, Fleisher JM, Salmon RL *et al.* 1994. Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure. *Lancet* 344:905-910.
4. Kay D, Bartram J, Prüss A *et al.* 2004. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. *Water Research* 38:1296-1304.
5. Prüss A. 1998. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *Int. J. Epidemiol.* 27:1-9.
6. Wiedenmann A, Krüger P, Dietz K *et al.* (2006). A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, Intestinal Enterococci, *Clostridium perfringens* and Somatic Coliphages. *EHP*, 117-2.
7. Wiedenmann A, Krüger P, Gommel S *et al.* Epidemiological Determination of Disease Risk from Bathing. Final Report (10 Feb 2004). DRAFT. Eberhard Karls Universität Tübingen und Umwelt Bundes Amt.
8. 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.
9. World Health Organisation: Guidelines for Safe Recreational-water Environments. Vol 1: Coastal and fresh waters. ISBN 92 4 154580 1, WHO Geneva 2003.
10. World Health Organisation. Health-based monitoring of recreational waters: the feasibility of a new approach (the 'Annapolis protocol'). Outcome of an expert consultation, Annapolis, USA co-sponsored by USEPA. Protection of the Human Environment Water, Sanitation and Health Series. Geneva 1999. WHO/SDE/WSH99.1.
11. L. Rambaud. 2004. Lutte contre la pollution des sites de baignade en eau douce sur le bassin Loire Bretagne. Mémoire de l'école nationale de santé publique pour le titre d'ingénieur du génie sanitaire.
12. EPA (US). 1986. Ambient water quality criteria for bacteria. EPA440/5-84-002.
13. Kay D, Fleisher JM, Wyer MD and Salmon RL. 2001. Re-analysis of the Seabathing Data from the UK Randomised Trials. A report to DETR. Centre for Research into Environment and Health. Final report February 2001.

14. EPA (US). August 2005. The EMPACT Beaches Project: Results From a Study on Microbiological Monitoring in Recreational Waters. EPA 600/R-04/023. Auteurs : Wymer LJ, Brenner KP, Martinson JW *et al.*

Annexe I : Valeurs seuils et classes de qualité de la directive 2006/7/CE

Tableau AI-I : Valeurs seuils et classes de qualité pour l'eau douce dans la directive 2006/7/CE

Indicateur ¹ \ Qualité d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	200*	400*	330**
EC en UFC/100 mL	500*	1000*	900**

¹Pour qu'une eau de baignade soit classée dans une catégorie de qualité donnée, il faut que les percentiles des résultats de dénombrement sur les deux indicateurs microbiologiques soient inférieurs aux valeurs seuils de la classe de qualité considérée.

*Valeurs seuils à comparer aux percentiles 95 des mesures microbiologiques.

**Valeurs seuils à comparer aux percentiles 90 des mesures microbiologiques.

Tableau AI-II : Valeurs seuils et classes de qualité pour l'eau de mer dans la directive 2006/7/CE

Indicateur ¹ \ Qualité d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	100*	200*	185**
EC en UFC/100 mL	250*	500*	500**

¹Pour qu'une eau de baignade soit classée dans une catégorie de qualité donnée, il faut que les percentiles des résultats de dénombrement sur les deux indicateurs microbiologiques soient inférieurs aux valeurs seuils de la classe de qualité considérée

*Valeurs seuils à comparer aux percentiles 95 des mesures microbiologiques.

**Valeurs seuils à comparer aux percentiles 90 des mesures microbiologiques.

Annexe II : Estimations de risque de gastro-entérite correspondant aux valeurs seuils de la directive

Sont rappelées ci-dessous les estimations de risque correspondant aux valeurs seuils de la directive européenne 2006/7/CE. Les hypothèses et la méthode de calcul sont exposées dans le rapport AFSSE 2004. Les valeurs en jaune sont celles qui ont été prises en considération pour la proposition de valeurs seuils sanitaires correspondant à un échantillon.

Tableau All-I : Excès de risque (GE) correspondant aux seuils proposés pour l'indicateur IE en eau douce

Qualité et seuils d'IE/100 mL	ER ² Wiedenmann en % eau douce			ER ³ InVS en %	
	GE_UK	GE_UK -wf	GE_NL-2	TDHC eau douce	TDG ⁴
Excellente 200 à 95 %	1	1,3	1,5	1.1 [2,8]	0,64
Bonne 400 à 95 %	1,5	2	2,1	1,8 [4,4]	1,1
Suffisante 330 à 90 %	1,8	2,4	2,6	2,3 [5,8]	1,6

²Valeurs estimées à partir d'une semaine d'observation par Wiedenmann *et al* (2004) en eau douce quand le seuil sans effet de 25 IE/100 mL est dépassé.

³Valeurs recalculées à partir des RR fournis dans le rapport InVS (2001), pour une durée d'observation d'une semaine, rapportés à une exposition dans une eau de baignade ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % (équivalent Wiedenmann) soit à 0,5 % (Kay) pour les valeurs entre crochets.

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

Tableau All-II : Excès de risque (GE) correspondant aux seuils proposés pour l'indicateur EC en eau douce

Qualité et seuils d'EC/100 mL	ER ² Wiedenmann en % eau douce			ER ³ InVS en %	
	GE_UK	GE_UK -wf	GE_NL-2	TDHC ⁴	TDG ⁴
Excellente 500 à 95 %	0,7	1	1,1	0,35 [0,9]	0,6
Bonne 1000 à 95 %	1,1	1,5	1,7	0,6 [1,5]	1
Suffisante 900 à 90 %	1,5	2,1	2,2	0,9 [2,2]	1,7

²Valeurs estimées à partir d'une semaine d'observation par Wiedenmann *et al* (2004) en eau douce quand le seuil sans effet de 100 EC/100 mL est dépassé.

³Valeurs recalculées à partir des RR fournis dans le rapport InVS (2001), pour une durée d'observation d'une semaine, rapportés à une exposition dans une eau de baignade ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % (équivalent Wiedenmann) soit à 0,5 % (Kay) pour les valeurs entre crochets.

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

Tableau AII-III : Excès de risque (GE) correspondant aux seuils proposés pour l'indicateur IE en eau de mer

Qualité et seuils d'IE/100 mL	ER Kay ¹ en % GE_UK - Eau de mer	ER ³ InVS en %	
		TDHC - eau de mer	TDG ⁴
Excellente 100 à 95 %	3	0,4 [0,9]	0,35
Bonne 200 à 95 %	5	0,6 [1,6]	0,64
Suffisante 185 à 90 %	8,5	1 [2,5]	1,1

¹Valeurs calculées à partir de la relation dose-réponse fournie par Kay *et al* (1994) en eau de mer.

³Valeurs recalculées à partir des RR fournis dans le rapport InVS (2001), pour une durée d'observation d'une semaine, rapportés à une exposition dans une eau de baignade ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % (équivalent Wiedenmann) soit à 0,5 % (Kay) pour les valeurs entre crochets.

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

Tableau AII-IV : Excès de risque (GE) correspondant aux seuils proposés pour l'indicateur EC en eau de mer

Qualité et EC/100 mL	ER ³ InVS en %	
	TDHC ⁴	TDG ⁴
Excellente 250 à 95 %	0,2 [0,5]	0,3
Bonne 500 à 95 %	0,35 [0,9]	0,6
Suffisante 500 à 90 %	0,6 [1,5]	1

³Valeurs recalculées à partir des RR fournis dans le rapport InVS (2001), pour une durée d'observation d'une semaine, rapportés à une exposition dans une eau de baignade ; pour les TDHC, le risque de base journalier est pris soit à 0,2 % (équivalent Wiedenmann) soit à 0,5 % (Kay) pour les valeurs entre crochets.

⁴Identique pour les eaux douces et les eaux de mer.

Annexe III : Analyse des données des années 1999, 2001 à 2003

Sont présentés dans cette annexe les résultats des analyses statistiques effectuées sur les données des années 199, 2001 à 2003 concernant :

1. les corrélations entre indicateurs EC et IE ;
2. le pourcentage d'échantillons « recalés » par les valeurs seuils « échantillon unique ».

Données utilisées

Ont été considérés pour cette étude les résultats de dénombrements en EC et IE effectués à partir des échantillons prélevés dans les eaux de baignade françaises dans le cadre de la surveillance réglementaire de ces eaux¹³ et plus particulièrement les données qui ont servies en 2004 dans le cadre de la première étude effectuée par l'AFSSET¹⁴. Quatre années de données avaient été retenues pour être conforme à la démarche de la directive européenne : les données des années 1999, 2001, 2002 et 2003. Les données de l'année 2000 n'étant pas disponibles à l'époque pour des raisons techniques, elles avaient été remplacées par celles de l'année 1999.

Sont ainsi utilisées les données de 1406 sites de baignade en eau douce et de 1872 sites en eaux de mer, avec en moyenne 22 données par site d'eau douce et 46 données par site d'eau de mer. Une grande diversité d'effectif de données apparaît néanmoins d'un site à l'autre : pour 10 % des sites d'eau douce comme d'eau de mer, moins de 16 données pour les quatre années sont disponibles (16 correspond au nombre minimum requis par la directive européenne) ; en revanche 5 % des sites d'eau douce dispose de plus de 40 données et 5 % des sites d'eau de mer de plus de 85 données.

Les effectifs et pourcentages de sites dans chaque classe de qualité selon la directive 2006/7/CE et fondés sur les années 1999, 2001 à 2003 sont rappelés dans le tableau AIII-I ci-dessous. Ces classements ont été effectués en considérant l'intégralité des prélèvements disponibles. Aucun prélèvement n'a été retiré du processus de classement pour cause de pollution à court terme.

Tableau AIII-I : Effectifs et pourcentages de sites dans chaque classe de qualité selon la directive 2006/7/CE ; classement effectué à partir de l'intégralité des données des années 1999, 2001 à 2003

Classe de Qualité Type d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Qualité insuffisante	Total
Eau douce	985 70,1 %	220 15,6 %	68 4,8 %	133 9,5 %	1406 100 %
Eau de mer	1339 71,5 %	307 16,4 %	114 6,1 %	112 6,0 %	1872 100 %

Attention : bien que le nombre minimal de données par site requis par la directive européenne soit de 16, les 10 % de sites pour lesquels moins de 16 données étaient disponibles ont quand même été intégrés dans les calculs. Le nombre minimal de 4 données par an et par site n'a pas non plus été respecté pour un certain nombre de sites.

¹³ Disponibles dans la base SISE-baignade.

¹⁴ Qualité microbiologique des eaux de baignade. Analyse statistique des niveaux de risque et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE. Rapport d'analyse AFSSE. Octobre 2004.

Au niveau effectif de données, la méthodologie de la directive 2006/7/CE n'a donc pas été scrupuleusement respectée pour ces classements. Les pourcentages présentés dans le tableau AIII-I sont à considérer à titre indicatif. Ce classement sert essentiellement à évaluer le pourcentage d'échantillons recalés par classe de qualité.

Corrélations entre indicateurs

La corrélation entre les résultats de dénombrement des indicateurs IE et EC est de l'ordre de 0,5 (sur les valeurs en log) pour les eaux douces comme pour les eaux de mer lorsque sont agrégées les données de tous les sites. Cette corrélation apparaît en fait très dépendante des sites : elle varie entre -0,4 et 1 suivant les sites. Elle est supérieure à 0,46 pour 50 % des sites d'eau douce et supérieure à 0,5 pour 50 % des sites d'eau de mer. Elle est supérieure à 0,76 pour 10 % des sites en eaux douce comme en eaux de mer.

La corrélation moyenne entre indicateurs est de 0,5 (sur l'ensemble des sites) ; elle varie de 0,37 à 0,6 lorsque l'on passe des sites de qualité excellente aux sites de qualité insuffisante dans les eaux douces, et de 0,4 à 0,64 dans les eaux de mer.

Valeurs seuils « échantillon unique » retenues pour cette étude

Deux approches sont considérées ici pour la définition de valeurs seuils « échantillon unique » :

1. Les valeurs seuils sont identiques quelle que soit la classe de qualité de l'eau de baignade considérée (logique sanitaire). Les valeurs retenues dans cette étude sont celles définies dans le tableau AIII-II ci-dessous.

Tableau AIII-II : Valeurs seuils pour un échantillon unique en unité par 100 mL

Eau/Indicateur	IE	EC
Eau douce	660	1800
Eau de mer	370	1000

2. Les valeurs seuils dépendent de la classe de qualité de l'eau de baignade (logique gestion : détection d'une situation « anormale » pour la classe de qualité considérée). Sont alors considérées dans cette approche les valeurs seuils proposés par la directive pour les classes excellente et bonne qualités et les valeurs seuils précédemment présentées pour la classe de qualité satisfaisante (voir tableaux AIII-III et IV ci-dessous). Dans tous les cas, ces valeurs seuils correspondent à un percentile 95 % maximal admissible.

Tableau AIII-III : Valeurs seuils pour un échantillon unique en eau douce en fonction de la classe de qualité de l'eau de baignade

Qualité d'eau / Indicateur	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	200	400	660
EC en UFC/100 mL	500	1000	1800

Tableau AIII-IV : Valeurs seuils pour un échantillon unique en eau de mer en fonction de la classe de qualité de l'eau de baignade

Qualité d'eau \ Indicateur	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE en UFC/100 mL	100	200	370
EC en UFC/100 mL	250	500	1000

Dans les deux approches, un échantillon sera dit « recalé », si le résultat du dénombrement sur l'un des indicateurs IE ou EC au moins dépasse la valeur seuil correspondante.

Pourcentage d'échantillons « recalés »

Approche n°1

Selon cette approche, le pourcentage d'échantillons « recalés » est en moyenne de 1,5 % pour les sites en eau douce et de 2,2 % pour les sites en eau de mer. Il est néanmoins très variable d'un site à l'autre et dépend naturellement du classement du site : les sites de meilleurs qualité ont naturellement moins d'échantillons « recalés » que les sites de moins bonne qualité.

Pour les eaux douces, les pourcentages d'échantillons « recalés » pour chaque classe de qualité sont détaillés dans le tableau AIII-V ci-dessous. Sont présentés les pourcentages moyens, médians et maximaux constatés pour chaque classe de qualité.

Tableau AIII-V : Pourcentage d'échantillons « recalés » pour les eaux douces dans l'approche n°1

Classe de Qualité \ Type d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Qualité insuffisante
Pourcentage moyen	0,3 %	2,6 %	3,7 %	8,2 %
Pourcentage médian	0 %	0 %	4,8 %	7,7 %
Pourcentage maximal atteint sur les sites de chaque classe	9,5 %	10 %	11 %	26 %

Le pourcentage moyen d'échantillons « recalés » est donc relativement faible, compris entre 0,3 et 3,7 % pour les classes de qualité excellente à suffisante ; néanmoins, pour chacune de ces classes, des pourcentages d'échantillons « recalés » bien supérieurs sont constatés sur certains sites.

Pour les eaux de mer, les pourcentages d'échantillons « recalés » pour chaque classe de qualité sont présentés dans le tableau AIII-VI ci-dessous.

Tableau AIII-VI : Pourcentage d'échantillons « recalés » pour les eaux de mer dans l'approche n°1

Classe de Qualité Type d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Qualité insuffisante
Pourcentage moyen	0,7 %	3,8 %	6 %	11 %
Pourcentage médian	0 %	3,7 %	6 %	10,4 %
Pourcentage maximal atteint sur les sites de chaque classe	7,7 %	12,5 %	12,5 %	24 %

Le pourcentage moyen d'échantillons « recalés » apparaît légèrement plus élevé pour les eaux de mer que pour les eaux douces sur l'ensemble des classes de qualité.

Approche n°2

Selon cette approche, le pourcentage d'échantillons « recalés » est en moyenne de 3,5 % pour les sites en eau douce et de 5 % pour les sites en eau de mer. Il est toujours très variable d'un site à l'autre et mais dépend moins du classement du site.

Pour les eaux douces, les pourcentages d'échantillons « recalés » pour chaque classe de qualité sont présentés dans le tableau AIII-VII ci-dessous.

Tableau AIII-VII : Pourcentage d'échantillons « recalés » pour les eaux douces dans l'approche n°2

Classe de Qualité Type d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Qualité insuffisante
Pourcentage moyen	2,6 %	4,3 %	3,7 %	8,2 %
Pourcentage médian	0 %	4,8 %	4,8 %	7,7 %
Pourcentage maximal atteint sur les sites de chaque classe	20 %	15 %	11 %	26 %

Le pourcentage moyen d'échantillons « recalés » est donc relativement faible, autour de 3 % pour les classes de qualité excellente à suffisante ; néanmoins, pour chacune de ces classes, des pourcentages d'échantillons « recalés » bien supérieurs sont constatés.

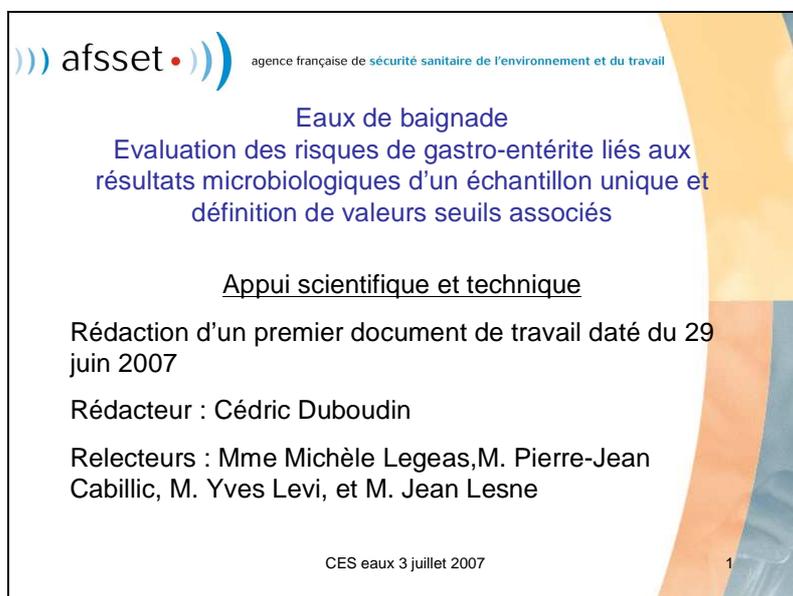
Pour les eaux de mer, les pourcentages d'échantillons « recalés » pour chaque classe de qualité sont présentés dans le tableau AIII-VIII ci-dessous.

Tableau AIII-VIII : Pourcentage d'échantillons « recalés » pour les eaux de mer dans l'approche n°2

Classe de Qualité Type d'eau	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Qualité insuffisante
Pourcentage moyen	4 %	6,9 %	6 %	11 %
Pourcentage médian	3,7 %	6,7 %	6 %	10,4 %
Pourcentage maximal atteint sur les sites de chaque classe	17,7 %	18,4 %	12,5 %	24,3 %

Le pourcentage moyen d'échantillons « recalés » apparaît légèrement plus élevé pour les eaux de mer que pour les eaux douces sur l'ensemble des classes de qualité, pour cette deuxième approche.

Annexe IV : Présentation effectuée au CES eaux et agents biologiques de l'AFSSET le 3 juillet 2007



))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Eaux de baignade
Evaluation des risques de gastro-entérite liés aux résultats microbiologiques d'un échantillon unique et définition de valeurs seuils associés

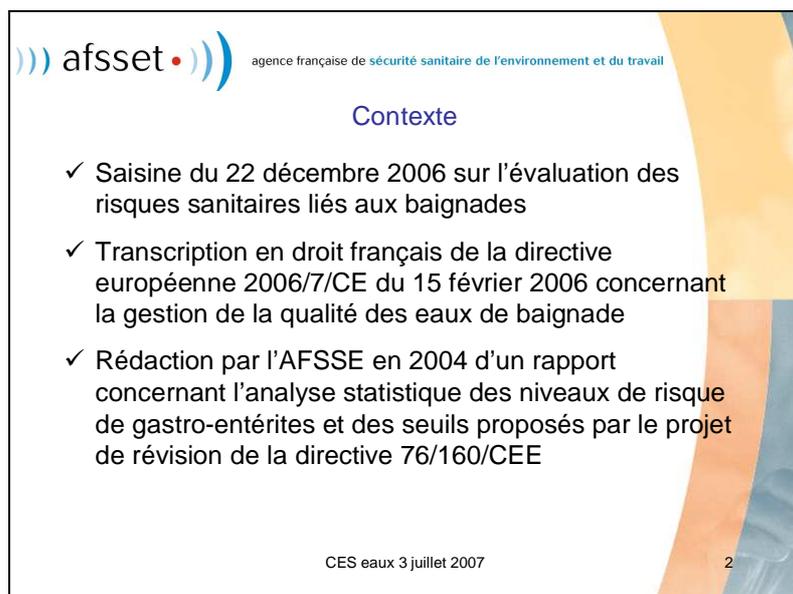
Appui scientifique et technique

Rédaction d'un premier document de travail daté du 29 juin 2007

Rédacteur : Cédric Duboudin

Relecteurs : Mme Michèle Legeas, M. Pierre-Jean Cabillic, M. Yves Lévi, et M. Jean Lesne

CES eaux 3 juillet 2007 1



))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Contexte

- ✓ Saisine du 22 décembre 2006 sur l'évaluation des risques sanitaires liés aux baignades
- ✓ Transcription en droit français de la directive européenne 2006/7/CE du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade
- ✓ Rédaction par l'AFSSE en 2004 d'un rapport concernant l'analyse statistique des niveaux de risque de gastro-entérites et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CEE

CES eaux 3 juillet 2007 2

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Rappel de la demande

« Nous vous demandons (...) d'analyser la faisabilité et la pertinence d'une évaluation des risques sanitaires basée sur un échantillon unique dont le prélèvement est prévu par la nouvelle directive

Par ailleurs, et sur la base de ce travail initial, nous vous demandons de faire des propositions de méthodologie pour fixer les valeurs seuils de qualité des eaux à appliquer pour gérer l'accès du public aux eaux de baignades, en lui délivrant une information adaptée »

CES eaux 3 juillet 2007 3

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Quelques éléments sur la directive 2006/7/CE

- ✓ Classement des eaux de baignade en 4 classes de qualité en fonction de valeurs seuils sur les indicateurs de contamination fécale *Escherichia coli* (EC) et entérocoques intestinaux (IE)
- ✓ Comparaison des valeurs seuils aux percentiles 95 % (ou 90 %) des résultats de dénombrement microbiologique correspondant aux 4 saisons de baignade précédentes
- ✓ Approche en partie fondée sur une méthodologie proposée par Kay *et al* en 2004 et sur les résultats d'études épidémiologiques sur le risque de gastro-entérite

CES eaux 3 juillet 2007 4

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Valeurs seuils de la directive 2006/7/CE

Eaux douces	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE /100 mL	200*	400*	330**
EC /100 mL	500*	1000*	900**

Eaux de mer	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
IE /100 mL	100*	200*	185**
EC /100 mL	250*	500*	500**

*Valeurs seuils à comparer aux percentiles 95 des mesures microbiologiques.
 **Valeurs seuils à comparer aux percentiles 90 des mesures microbiologiques.

CES eaux 3 juillet 2007 5

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Quelques éléments sur la directive 2006/7/CE

- ✓ Un élément important de la gestion des eaux de baignade est son « profil » qui doit comporter
 - Une description des caractéristiques des eaux
 - Une identification et une évaluation des sources de pollution potentielle
 - Une évaluation du potentiel de prolifération des cyanobactéries
 - L'emplacement des points de surveillance
- ✓ Avec un réexamen périodique en fonction de la classe de qualité de l'eau de baignade

CES eaux 3 juillet 2007 6

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Quelques éléments sur la directive 2006/7/CE

- ✓ Une notion de « pollution à court terme » définie comme une contamination microbiologique en IE et EC, qui a des causes clairement identifiables, de moins de 72 heures environ (pas de valeurs seuils définies !)
- ✓ Qui doit être associée à des mesures de prévention et de gestion comprenant le contrôle, l'alerte précoce et la surveillance
- ✓ Une notion de « situation anormale » définie comme un événement affectant la qualité des eaux de baignade ne se produisant pas plus d'une fois tous les 4 ans

CES eaux 3 juillet 2007 7

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Quelques éléments sur la directive 2006/7/CE

- ✓ L'information du public comportant
 - Le classement de l'eau de baignade
 - Une description générale fondée sur le profil de l'eau de baignade
 - Des informations sur les épisodes de pollution à court terme
 - Un avis en cas de baignade déconseillée ou interdite et les raisons

CES eaux 3 juillet 2007 8

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Problématique de l'échantillon unique

Deux situations différentes

- ✓ Une « forte » valeur est constatée sur le résultat d'un échantillon ; est-on dans une situation de pollution à court terme ou anormale et à partir de quelle valeur seuil ?
- ✓ Face à une situation de pollution à court terme (induite par un orage par exemple), le gestionnaire doit faire un prélèvement pour confirmer la fin de cet épisode

CES eaux 3 juillet 2007 9

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

La démarche menée

- ✓ Une évaluation des risques liée au résultat d'un échantillon unique, à partir de l'approche développée par Kay *et al* en 2004, fondée sur
 - Des relations « dose-réponses » issues d'études épidémiologiques exprimant l'excès de risque de gastro-entérite (GE) en fonction de « l'exposition » aux indicateurs IE et EC
 - Une hypothèse sur la distribution de la contamination du site à partir du résultat d'un échantillon et en particulier sur la variabilité de cette contamination

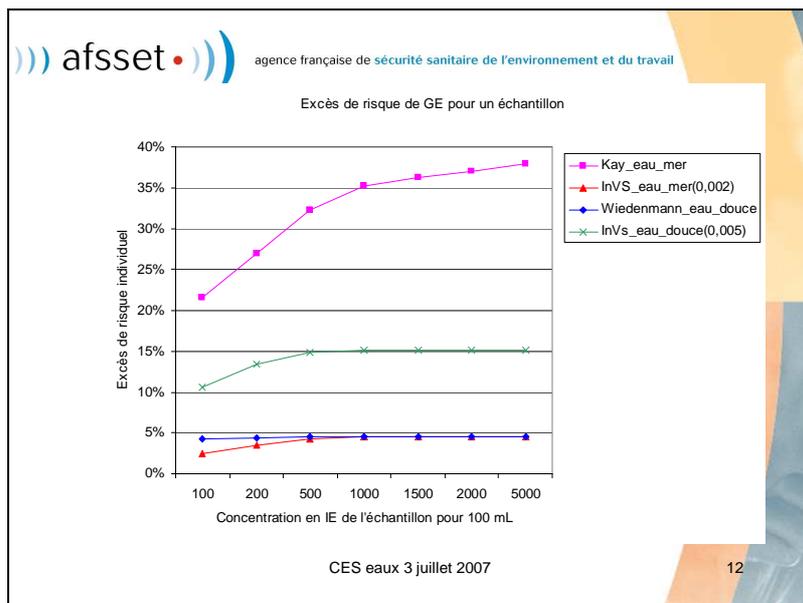
CES eaux 3 juillet 2007 10

))) afsset •))) agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Constat

- ✓ Une grande variabilité des résultats suivant les hypothèses et les relations « dose-réponses » considérées
- ✓ Un phénomène de saturation ou de plafonnement de l'excès de risque individuel lorsque la concentration en indicateurs augmente, lié au fait que les niveaux d'exposition constatés dans les études épidémiologiques dépassent rarement les valeurs de 200 IE/100 mL ou de 1000 EC/100 mL

CES eaux 3 juillet 2007 11



afssset • agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Constat

- ✓ La définition d'un seuil pour le résultat du dénombrement d'un échantillon unique à partir du choix d'un niveau de risque « acceptable » apparaît comme une démarche hasardeuse
- ✓ Le calcul de valeurs seuils pour un échantillon correspondant aux mêmes niveaux de risque que ceux acceptés implicitement sur une saison de baignade pour la classe de qualité suffisante de la directive européenne conduit logiquement à des valeurs très faibles

CES eaux 3 juillet 2007 13

afssset • agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Premiers éléments de conclusion

- ✓ La démarche d'évaluation quantitative des risques menée apparaît peu pertinente pour établir des valeurs seuils de gestion face aux résultats d'un échantillon unique
- ✓ La mise en place de procédures de gestion doit tenir compte du fait que le temps standard entre le prélèvement et la connaissance du résultat est de 48h

CES eaux 3 juillet 2007 14



agence française de **sécurité sanitaire**
de l'environnement et du travail

253, avenue du Général Leclerc
94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél. +33 1 56 29 19 30
afsset@afsset.fr

www.afsset.fr

ISBN 978-2-11-097821-9

