

Santé environnement

Qualité de l'eau distribuée à Paris-Centre et incidence des gastro-entérites aiguës

2002-2007

Loïc Rambaud, Abdelkrim Zeghnoun, Magali Corso, Pascal Beaudeau

Sommaire

Abréviations	2
1. Introduction	3
2. Objectifs de l'étude	5
3. Matériels et méthodes	6
3.1 Origine de l'eau	6
3.2 Acheminement de l'eau jusqu'à Paris	7
3.3 Les données utilisées	8
3.4 Le modèle statistique	11
3.5 Étude du rôle de la turbidité	12
3.6 Recherche d'autres facteurs de risque	12
4. Résultats	15
4.1 Qualité des données	15
4.2 Distributions des variables	16
4.3 Relation entre turbidité de l'eau chlorée et incidence des GEA	24
4.4 Recherche d'autres facteurs de risques	26
4.5 Modélisation multi-exposition	35
5. Discussion	38
5.1 Risque lié à la turbidité de l'eau chlorée (distribuée)	38
5.2 Risque lié à la ressource utilisée	38
5.3 Risque lié au débit	39
6. Conclusion	40
Références bibliographiques	41
Annexe	43

Qualité de l'eau distribuée à Paris-Centre et incidence des gastro-entérites aiguës *2002-2007*

Auteurs

Loïc Rambaud (rédaction), Institut de veille sanitaire (InVS)

Abdelkrim Zeghnoun (modélisation statistique), InVS

Magali Corso (préparation des données), InVS

Pascal Beaudeau (direction), InVS

Comité technique

Frédéric Bounoure (université de Rouen), Boris David (Véolia eau), Henriette De Valk (InVS), Jean Duchemin (Agence de l'eau Seine Normandie), Matthieu Fournier (université de Rouen), Catherine Galey (InVS), Alain Le Tertre (InVS), Jean-François Loret (Suez environnement), Mathilde Pascal (InVS), Sylvie Thiebert (Syndicat des eaux d'Ile-de-France), Olivier Thomas (École des hautes études en santé publique), Daniel Vilessot (Lyonnaise des eaux), Bénédicte Welte (Eaux de Paris).

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier la Caisse nationale d'Assurance maladie (Cnam) pour la fourniture des données de santé, la Société anonyme de gestion des eaux de Paris (Sagep) pour la fourniture des données d'exploitation et Météo-France pour la fourniture des données météorologiques. Ils remercient également Cécile Forgeot de la Cire Ile-de-France/Champagne-Ardenne pour la relecture de ce rapport.

Abréviations

CTU	Classe thérapeutique utilisée
Erasme	Extraction, recherche et analyses pour un suivi medio-économique
GAM	Generalized Additive Model
GEA	Gastro-entérites aiguës
IC	Intervalle de confiance
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
MES	Matières en suspension
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
NFU	Nephelometric Formazine Unit
Sagep	Société anonyme de gestion des eaux de Paris
SISE-Eaux	Système d'information en santé environnement-Eaux

1. Introduction

En France, l'incidence des pathologies d'origine fécale a été considérablement réduite depuis le début du XX^e siècle. Même si leur recensement n'atteint pas l'exhaustivité, leur nombre est aujourd'hui probablement faible. Les améliorations réalisées en matière de protection des ressources, de potabilisation de l'eau ou encore d'assainissement ont largement contribué à ce progrès sanitaire.

Lors du contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, les exploitants ou laboratoires chargés des analyses utilisent des indicateurs microbiologiques qui, comme tous les indicateurs de qualité, possèdent des limites techniques. Ces indicateurs permettent d'alerter sur d'éventuelles contaminations ou dégradations brutales de la qualité de l'eau mais ne permettent pas d'apprécier correctement les niveaux de risque infectieux qui peuvent subsister après les opérations de traitement, surtout s'ils sont faibles. De plus, l'absence de ces indicateurs dans les eaux destinées à la consommation humaine ne permet pas d'exclure une contamination microbiologique de l'eau, notamment par des virus ou protozoaires, qui participent au bruit de fond de gastro-entérites aiguës (GEA) d'origine hydrique.

Les personnes responsables de la production d'eau potable sont tenues par le code de la santé publique de fournir une eau propre à la consommation humaine et donc exempte d'agents pathogènes. La plupart des filières de traitement de l'eau n'ont cependant pas les capacités techniques de produire une eau totalement exempte de micro-organismes pathogènes. Les matières en suspension (MES), si elles ne sont intégralement éliminées avant la mise en distribution de l'eau, peuvent jouer le rôle de refuge pour certains micro-organismes et leur permettre de résister aux désinfections successives. De plus, les matières organiques, dont la présence est souvent associée aux MES, peuvent consommer prématurément le résiduel de désinfectant injecté dans les réseaux et contribuer à augmenter la probabilité de survie des microorganismes. Le niveau de turbidité de l'eau mise en distribution, qui reflète la présence de MES, pourrait ainsi s'avérer être un bon estimateur de l'exposition des consommateurs d'eau au risque infectieux et un bon indicateur du risque de GEA d'origine hydrique.

En 2010, une étude française montrait que l'incidence des GEA, définie par deux symptômes objectifs facilement identifiables que sont la diarrhée aiguë et le vomissement, était de 0,3 cas par personne et par an [1]. Ces symptômes se déclarent généralement avec une latence comprise entre un à dix jours après l'infection. La sensibilité et la réactivité sont des qualités importantes qui font de la GEA un syndrome adéquat pour la surveillance épidémiologique des épidémies d'origine hydrique. En France, les données de remboursement de médicaments prescrits pour le traitement d'une GEA permettent la construction d'un indicateur d'incidence qui présente les qualités requises pour l'épidémiologie des infections d'origine fécale et particulièrement pour l'étude d'un facteur de risque local tel que la qualité de l'eau [2,3].

Le « bruit de fond » de l'incidence des GEA est largement méconnu et la part attribuable à l'eau de consommation n'est pas correctement évaluée en dehors du cas des petites adductions contrevenant fréquemment aux normes bactériologiques [4]. Certaines études, reposant sur des essais contrôlés, ont conclu à des risques attribuables de l'ordre de 10 à 40 % pour des eaux conformes aux standards communs tandis que d'autres auteurs contestaient la validité des méthodes et avançaient des risques très inférieurs [5,6]. Du fait de leur rareté, les études temporelles disponibles sont insuffisantes à la quantification du risque endémique attribuable à la consommation d'eau.

L'étude Turbidité & Gastro-entérites pilotée par l'Institut de veille sanitaire (InVS) se propose d'évaluer le niveau de risque endémique des GEA lié à la consommation d'eau dans plusieurs villes françaises. Sur le plan méthodologique, l'analyse de séries chronologiques est un outil particulièrement adapté pour mettre en évidence un lien entre un indicateur de santé (nombre quotidien de GEA) et une ou plusieurs variables d'exposition (données de qualité de l'eau, données météorologique ou autres).

Cette étude vise à valider et approfondir les relations entre le niveau de risque infectieux porté par l'eau de consommation et les données issues des systèmes d'exploitation d'eau, telles que les niveaux de turbidité ou le débit produit par exemple. Ces indicateurs présentent les avantages d'être mesurés en continu par les exploitants et de donner une valeur en temps réel autorisant la prise rapide de mesures correctives. Cette approche épidémiologique permet non seulement d'objectiver la réalité du risque endémique mais aussi d'approcher ses déterminants environnementaux ou techniques. Elle complète avantageusement l'approche microbiologique qui reste limitée pour les contaminations virales ou parasitaires.

Après avoir traité les sites de production d'eau du Havre [7], de Nantes [8] et d'Angoulême [9], le volet actuel de l'étude se focalise sur la ville de Paris. Sur la période de recueil des données nécessaires à l'étude, entre 2002 et 2007, la ville de Paris avait délégué la production et la distribution de l'eau potable à la Société anonyme de gestion des eaux de Paris (Sagep), dont elle détenait 70 % du capital. La diversité des ressources utilisées permet de sécuriser l'approvisionnement en eau de la capitale. L'eau provient ainsi de multiples ressources souterraines réparties dans un rayon de 150 km autour de Paris, ou directement de l'exploitation de la Seine et de la Marne (site de Paris Est, étude à venir). La qualité des données d'exploitation disponibles sur toute la période 2002-2007 faisait de l'unité Sud de la Sagep, alimentant le réservoir de Montsouris, un site répondant aux critères d'inclusion au sein de l'étude Turbidité & Gastro-entérites.

2. Objectifs de l'étude

L'étude Turbidité & Gastro-entérites est une étude multicentrique incluant onze villes ou agglomérations françaises. Le présent volet de cette étude se focalise sur la distribution d'eau dans cinq arrondissements centraux de la capitale. À l'issue de la réalisation de l'ensemble des volets de l'étude Turbidité & Gastro-entérites, la possibilité de la pérennisation en un système de surveillance du risque infectieux endémique dû à l'eau distribuée sera examinée au regard des résultats obtenus.

Ce volet local de l'étude répond à plusieurs objectifs :

- étudier la relation entre la turbidité de l'eau mise en distribution dans le secteur Paris-Centre et le nombre de cas de GEA médicalisés observés sur les arrondissements cibles ;
- explorer le rôle d'autres facteurs de risque :
 - o étudier les variables d'exploitation en tant que variables d'exposition et les latences associées à un effet sur l'incidence des GEA ;
 - o construire un modèle multi-exposition (contenant plusieurs *proxy* d'expositions) plausible à partir des données d'exploitation disponibles.

3. Matériels et méthodes

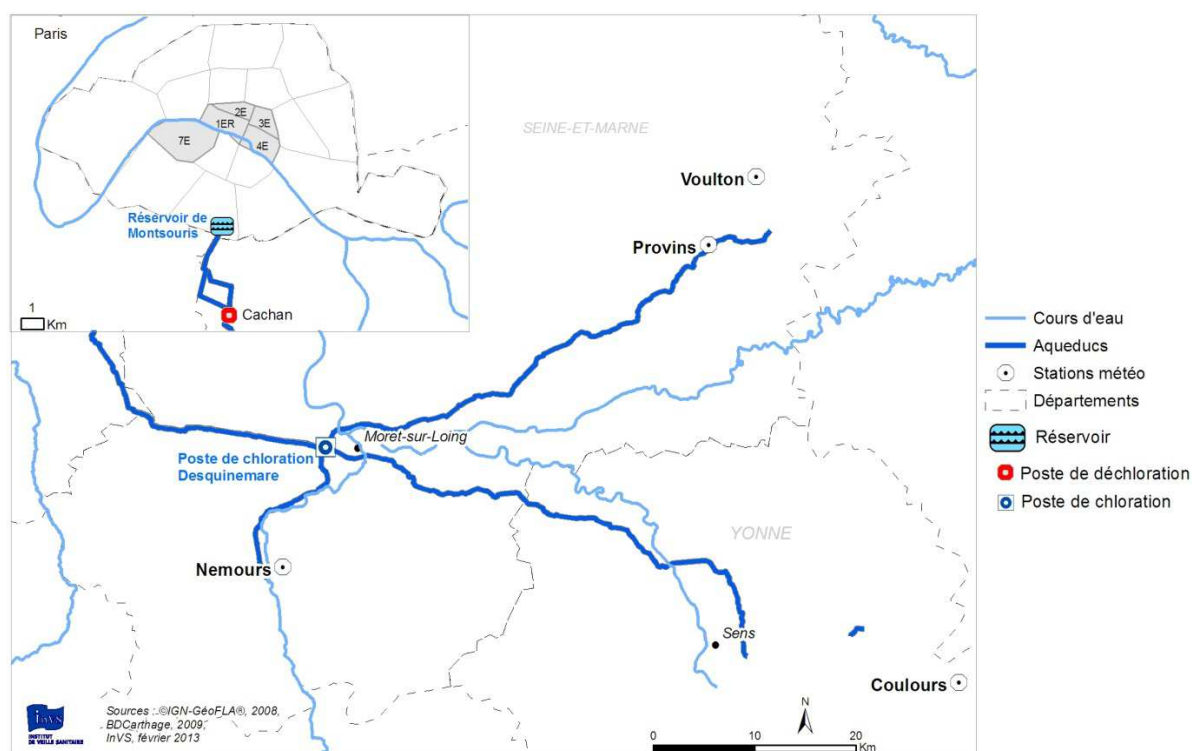
La zone d'étude du secteur Paris-Centre se limitait aux I^{er}, II^e, III^e, IV^e et VII^e arrondissements de Paris. Sur la période d'étude 2002-2007, ces cinq arrondissements étaient les seuls à être exclusivement alimentés par l'eau d'origine souterraine provenant de l'unité sud de production de la Sagep. Les arrondissements partiellement alimentés par ces eaux n'ont pas été inclus dans l'étude afin de s'assurer une bonne concordance entre les données d'exposition et l'indicateur sanitaire disponible à l'arrondissement.

Au recensement 2006, la population de la zone d'étude était de 160 000 habitants, dont 19 000 de moins de 15 ans, soit 12,0 % contre 18,3 % dans la population française métropolitaine.

3.1 Origine de l'eau

L'eau de l'unité sud est captée dans le sud de l'Ile-de-France et dans les départements alentours (figure 1). Elle est acheminée jusqu'à la chambre de mélange de Desquinemare, située en forêt de Fontainebleau, par le biais de trois aqueducs principaux construits à la fin du XIX^e siècle : les aqueducs de la Vanne, du Loing et de la Voulzie (tableau 1). Le temps de transport de l'eau entre les captages et le poste de Desquinemare varie entre 10 et 24 heures selon leur lieu de captage.

Figure 1 : Situation géographique de la zone d'étude



L'aqueduc de la Vanne transporte les eaux captées dans les départements de l'Aube et de l'Yonne, dans les environs de Sens et Troyes. Il est alimenté par les sources dites « hautes » et « basses », captées respectivement dans le Turonien moyen et le Sénonien, ainsi que par les champs captant des vals d'Yonne situé en bordure de l'Yonne et du Val de Seine situé en bordure de Seine. Ces sources et forages fournissent un débit moyen de 120 000 m³/j.

L'aqueduc de la Voulzie achemine les eaux des sources situées aux alentours de Provins, dans les vallées de la Voulzie et de ses affluents, le Durteint et le Dragon. Ces sources sont des exutoires, naturels ou captés, de la nappe du calcaire de Champigny. Leur production moyenne est d'environ 80 000 m³/j.

L'aqueduc du Loing conduit les eaux captées à proximité de Nemours dans les sources de Chaintréauville et de la Joie, alimentées par la nappe de la craie. Le champ captant de Bourron alimente également cet aqueduc à partir de puits creusés au travers d'alluvions et de forages artésiens d'une profondeur comprise entre 20 et 40 mètres. Enfin, les sources de Villemer et de Villeron alimentent l'aqueduc secondaire du Lunain qui rejoint l'aqueduc du Loing après le champ captant de Bourron. La production moyenne d'eau acheminée par l'aqueduc du Loing est d'environ 75 000 m³/j.

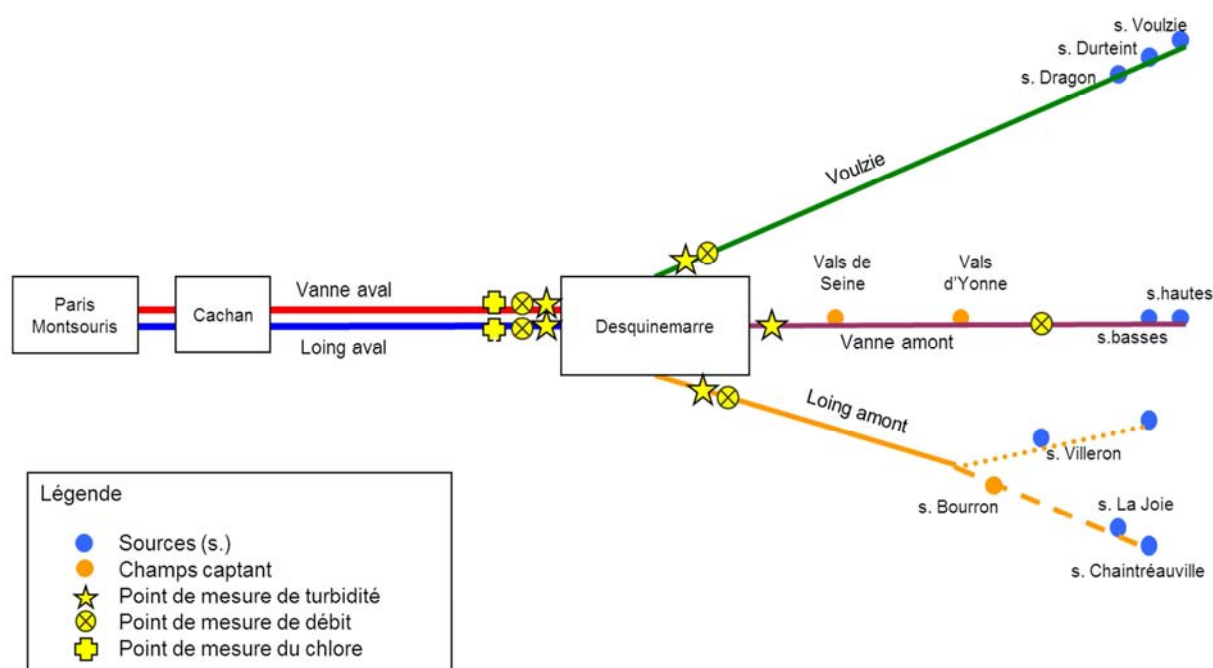
Tableau 1 : Caractéristiques des aqueducs utilisés par la Sagep sur le secteur sud-est

Principaux aqueducs	Longueur (km)	Capacité (m ³ /j)	Débit moyen (m ³ /j)	Diamètres (m)	Pente (cm/km)
Vanne (amont + aval)	173	145 000	100 000	2 – 2,10	10 – 13
Loing (amont + aval)	98	210 000	160 000	2,50	10
Voulzie	60	106 000	90 000	1,10 – 1,25	Sous pression

3.2 Acheminement de l'eau jusqu'à paris

Les eaux des aqueducs de la Vanne, du Loing et de la Voulzie convergent vers la chambre de réunion de Desquinemare où elles sont mélangées (figure 2).

Figure 2 : Synoptique du réseau d'acheminement de l'eau depuis les sources jusqu'au réservoir de Paris Montsouris



Lors du mélange, les proportions d'eaux brutes sont ajustées afin de respecter les normes de potabilité du mélange final. L'eau de l'un des aqueducs peut également être renvoyée au milieu naturel, par exemple si la turbidité est supérieure à 1 NFU (Nephelometric Formazine Unit). Les eaux de source ne sont pas admises dans les aqueducs « amont » si leur turbidité dépasse 2 NFU.

Deux aqueducs, nommés historiquement Vannes et Loing, sont utilisés en aval de Desquinemare pour acheminer l'eau jusqu'à Paris. Les conditions du mélange font que les eaux transportées par ces deux aqueducs peuvent ne pas être de qualité identique. L'eau de ces deux aqueducs est chlorée à Desquinemare à une concentration voisine de 0,4 mg/l de chlore libre. Dans la suite du rapport, les deux aqueducs aval, transportant l'eau chlorée, seront respectivement nommés « A » et « B » pour Vanne et Loing afin d'éviter toute confusion avec les aqueducs amont, transportant les eaux brutes non chlorées.

Le temps de transport entre le poste de Desquinemare et Paris oscille entre 36 et 48 heures. À l'arrivée des eaux à Paris, une partie du chlore est neutralisée à Arceuil pour que la concentration résiduelle de chlore total soit de 0,15 mg/l. Les eaux sont ensuite stockées dans le réservoir de Montsouris, d'une capacité totale de 202 000 m³, qui dessert les quartiers centraux et du sud de la capitale.

3.3 Les données utilisées

L'objectif du recueil de données était de disposer d'une valeur quotidienne pour chaque variable sur l'ensemble de la période d'étude allant du 1^{er} janvier 2002 au 30 juin 2007.

Plusieurs variables d'environnement ont été construites pour évaluer l'exposition (tableau 2). Les variables telles que le jour de la semaine, les jours fériés, les vacances scolaires et la tendance/saisonnalité ont été utilisées pour contrôler les variations du nombre de GEA d'origine non hydrique.

Deux indicateurs sanitaires ont été utilisés séparément : le nombre quotidien estimé de cas de GEA médicalisés chez les enfants (1-15 ans inclus) pour la construction du modèle et le nombre quotidien de cas estimés chez les adultes (16 ans et plus) pour la validation du modèle.

3.3.1 Données environnementales

Les données relatives à la qualité de l'eau ont été fournies par la Sagep, celles relatives à la météorologie par Météo-France.

Turbidité des eaux chlorées et brutes

Les moyennes quotidiennes de turbidité des eaux chlorées ont été fournies sur un pas de temps quotidien. Ces valeurs étaient obtenues à partir de mesures réalisées en continu sur les aqueducs A et B qui étaient validées et archivées par pas de temps de 15 minutes. La moyenne quotidienne correspond à la moyenne des 96 quarts d'heures enregistrés pour chaque journée.

Les données sur les eaux brutes (Vanne amont, Loing amont et Voulzie) proviennent de mesures manuelles quotidiennes (5j/7). L'ensemble de ces données étaient validées par l'exploitant avant leur livraison.

Les mesures de turbidité ont été exprimées en NTU jusqu'à fin 2003, puis en NFU par la suite. Une étude de l'exploitant permet de conclure à l'équivalence entre NTU et NFU dès lors que les niveaux de turbidité n'excèdent pas 0,2 NTU [10], ce qui est le cas sur l'ensemble de l'année 2003. L'ensemble de la chronique de mesure de turbidité est donc exprimé en NFU.

Deux variables « turbidité pondérée moyenne » ont été créées, respectivement pour les eaux brutes et chlorées, en pondérant les turbidités des aqueducs par la part de débit correspondante. Le caractère conservateur de la turbidité (pour un mélange d'eaux similaires, c'est-à-dire n'entraînant pas de phénomènes de précipitation ou de co-sédimentation) justifie ce calcul. En cas d'absence de données sur le débit (aqueduc en maintenance ou erreur dans l'enregistrement de la donnée), la moyenne pondérée était calculée à partir des données restantes disponibles. Elle était considérée comme manquante si l'ensemble des turbidités ou des débits étaient manquants.

Tableau 2 : Intitulé des variables sanitaires et environnementales utilisées

Intitulé de la variable	Unité	Libellé
spe115	nb / jour	Nombre de cas de gastro-entérite médicalisés chez les 1-15 ans
spe16p	nb / jour	Nombre de cas de gastro-entérite médicalisés chez les 16 ans et plus
p.Lo	mm / jour	Précipitations à Nemours
p.Va	mm / jour	Précipitations à Coulours
p.Vo.1	mm / jour	Précipitations à Provins
p.Vo.2	mm / jour	Précipitations à Voulton
t.a.moy	°C	Température moyenne de l'air sous abri (Station Paris-Montsouris)
TuEB.moy	NFU	Turbidité des eaux brutes pondérée par les débits entrants à Desquinemarre
TuEB.moy.Lo	NFU	Turbidité moyenne de l'eau brute : aqueduc amont Loing
TuEB.moy.Va	NFU	Turbidité moyenne de l'eau brute : aqueduc amont Vanne
TuEB.moy.Vo	NFU	Turbidité moyenne de l'eau brute : aqueduc amont Voulzie
TuET.moy	NFU	Turbidité des eaux chlorées pondérée par les débits sortants de Desquinemarre
TuET.moy.A	NFU	Turbidité moyenne de l'eau chlorée : aqueduc aval A
TuET.moy.B	NFU	Turbidité moyenne de l'eau chlorée : aqueduc aval B
Cl.min	mg/l	Chlore libre minimum pondéré par les débits sortants de Desquinemarre
Cl.min.A	mg/l	Chlore libre minimum : aqueduc aval A
Cl.min.B	mg/l	Chlore libre minimum : aqueduc aval B
Q.ent	m ³ / jour	Débit total entrant au poste de Desquinemarre (Q.ent.Lo+Q.ent.Va+Q.ent.Vo)
Q.ent.Lo	m ³ / jour	Débit de l'aqueduc amont Loing
Q.ent.Va	m ³ / jour	Débit de l'aqueduc amont Vanne
Q.ent.Lo	m ³ / jour	Débit de l'aqueduc amont Voulzie
Q.sor	m ³ / jour	Débit total sortant du poste de Desquinemarre (Q.sor.A + Q.sor.B)
Q.sor.A	m ³ / jour	Débit de l'aqueduc aval A
Q.sor.B	m ³ / jour	Débit de l'aqueduc aval B

Débits

Toutes les valeurs de débits ont été fournies sur un pas de temps quotidien, après corrections éventuelles par l'exploitant. Sur les aqueducs du Loing et de la Voulzie, les mesures des débits entrants étaient réalisées à l'arrivée des eaux à Desquinemare. Sur l'aqueduc de la Vanne, les mesures étaient réalisées en amont des champs captant des vals d'Yonne et vals de Seine et ne reflètent donc pas la quantité d'eau brute réellement acheminée par cet aqueduc jusqu'à Desquinemare. Ainsi, la variable Q.ent (débit total entrant) ne reflète pas la totalité du volume d'eau brute entrant.

Trois variables ont été créées afin d'exprimer la proportion d'eau apportée par chacun des trois aqueducs amont dans le mélange des eaux à Desquinemare. Celles-ci ont été nommées pQE1, pQE2 et pQE3 respectivement pour les aqueducs du Loing, de la Vanne et de la Voulzie. Dans la mesure où une partie du débit entrant est inconnue, la somme des proportions pQE1, pQE2 et pQE3 est inférieure à 1.

Les mesures des débits des eaux chlorées étaient réalisées sur chacun des aqueducs avals A et B. Ces valeurs correspondent aux quantités d'eaux acheminées jusqu'au réservoir de Montsouris et ne permettent pas d'évaluer directement la quantité d'eau consommée chaque jour par les habitants de la zone d'étude, du fait de l'effet tampon du réservoir et d'une zone desservie plus vaste que la zone d'étude.

Chlore libre

Les mesures de chlore libre sur les eaux des aqueducs avals A et B étaient fournies sur un pas de temps quotidien. Ces valeurs ont été construites à partir de mesures réalisées en continu et archivées sur un pas de temps de 15 minutes de manière automatique. Seul le minimum quotidien a été retenu dans cette étude car l'intérêt était d'étudier les possibles défauts de chloration.

Température et Pluviométrie

Les variables températures et pluviométrie ont été fournies sur un pas de temps quotidien.

La température moyenne de l'air a été construite à partir des données produites par la station météorologique située à Paris-Montsouris. Cette variable correspond à la moyenne entre le maximum et le minimum quotidien.

Le choix des stations météorologiques mesurant la pluviométrie a été réalisé en fonction de la proximité géographique avec les sources captées. Les données proviennent des stations de Nemours, proche des ressources du Loing, de Coulours, proche des ressources de la Vanne et de Voulton et Provins, proches des ressources de la Voulzie (figure 1).

Indicateurs de contamination microbiologiques

Les prélèvements qui permettaient d'analyser les niveaux de contamination microbiologique des eaux brutes ont été réalisés à l'arrivée des eaux à Desquinemare sur chacun des trois aqueducs. Étaient analysés les coliformes totaux, coliformes fécaux/*E.coli*, entérocoques, bactéries aérobies revivifiables à 37 °C et les spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices. Les analyses étaient réalisées 5 jours sur 7. Aucun prélèvement ou analyse n'était réalisé les jours de week-end ou jours fériés.

3.3.2 Données sanitaires

L'indicateur de santé utilisé est une estimation du nombre quotidien de cas de GEA médicalisés. Cet indicateur a été produit à partir des données de remboursements de médicaments extraites de la base Erasme et fournies par l'Assurance maladie [2,3]. Deux indicateurs sanitaires ont été construits à partir des informations sur l'âge. L'indicateur spe115 permet d'estimer le nombre de cas de GEA chez les enfants âgés de 1 à 15 ans inclus et l'indicateur spe16p comprenait les cas adultes âgés de 16 ans et plus. Les cas de GEA âgés de moins d'un an n'ont pas été inclus dans l'étude du fait des incertitudes pesant sur leur consommation d'eau du robinet.

Dans une première étape, chaque ordonnance sur laquelle figurait au moins l'un des médicaments habituellement utilisés dans le traitement des GEA a été extraite de la base. Les classes thérapeutiques utilisées comprenaient les ralentisseurs du transit intestinal, les produits microbiens anti-diarrhéique, les anti-infectieux intestinaux, les antiémétiques et les absorbants intestinaux.

Ces ordonnances ont ensuite été traitées automatiquement par un algorithme discriminant celles correspondant à des cas de GEA de celles relevant d'autres pathologies [3]. Cet algorithme se fonde d'une part sur l'occurrence, dans l'ordonnance, de médicaments ou d'associations médicamenteuses spécifiques du traitement des GEA (critères d'inclusion) ou d'autres pathologies (critères d'exclusion), et d'autre part sur le délai entre le jour de prescription et le jour de délivrance des médicaments (moins de 2 jours pour les cas de GEA).

La définition de cas utilisée correspond à la définition la plus spécifique des deux définitions possibles proposées par Beaudeau, *et al.* en 2006 [2]. Celle-ci est restreinte aux ordonnances contenant un antiseptique intestinal ou un antiémétique. Elle présente un taux d'incidence national moyen (49 cas pour 1 000 habitants par an sur le secteur d'étude) et une saisonnalité similaires à celle des indicateurs issus des données du réseau des médecins sentinelles [11,12][11,12].

3.4 Le modèle statistique

Les données de l'indicateur sanitaire, exprimant le nombre de cas quotidiens de GEA, sont supposées provenir d'un processus de Poisson non stationnaire surdispersé. Un modèle de régression de Poisson est utilisé pour étudier la relation à court terme entre l'indicateur sanitaire et les *proxys* d'exposition (turbidité, débit produit...) en prenant en compte l'effet des facteurs de confusion (variables de contrôle) qui peuvent interférer dans la quantification de cette relation, à savoir la tendance, la saisonnalité, les jours de la semaine, les jours fériés, les vacances scolaires de la zone et la température de l'air. L'ajustement du modèle a été réalisé avec les seuls facteurs de confusion de manière à minimiser l'autocorrélation résiduelle et à obtenir, dans la mesure du possible, des résidus assimilables à un bruit blanc. Les variables d'exposition étaient ensuite introduites une par une dans le modèle ajusté afin d'être testées.

Les paramètres du modèle final, intégrant les variables d'exposition retenues, sont présentés en annexe.

L'analyse utilise un modèle additif généralisé qui permet de prendre en compte l'effet non linéaire des covariables en utilisant des fonctions de régression *spline* pénalisées. Pour tester la forme de la relation entre le nombre de cas de GEA et les indicateurs d'exposition, des fonctions *spline* à 3 degrés de liberté ont été utilisées. Ces fonctions permettent d'appréhender sans *a priori* la forme de la relation entre le nombre de cas de GEA et les variables d'exposition [12].

L'analyse statistique a été réalisée en utilisant le package *mgcv* du logiciel R. Le modèle exprime le logarithme népérien de l'espérance journalière du nombre de cas de GEA en fonction des variables d'exposition. L'équation du modèle est du type :

$$Y_t \sim P(\mu_t) \quad \text{et} \quad \mu_t = E[Y_t]$$

$$\ln(\mu_t)_t = \sum_{j=1}^k \beta_j z_{tj} + \sum_{j=1}^p f_j(x_{tj})$$

Où Y_t est le nombre de cas de GEA au jour t ($t = 1, 2, \dots, T$), μ_t est l'espérance de Y_t . Les β_j sont les paramètres à estimer, les z_{tj} sont les variables explicatives (ou d'exposition) exprimées de façon linéaire dans le modèle et les x_{tj} sont les variables explicatives exprimées avec des fonctions *spline* f_j [12].

3.5 Étude du rôle de la turbidité

Le premier objectif de ce volet de l'étude Turbidité & Gastro-entérites est d'étudier le rôle de la turbidité de l'eau chlorée dans l'apparition des GEA sur la zone d'étude. Le modèle statistique a donc d'abord été construit en intégrant que cette variable d'exposition.

Les risques relatifs de GEA liés à la turbidité de l'eau chlorée ont été estimés sur la base du scénario de l'augmentation de la turbidité entre 0,1 et 0,2 NFU.

3.5.1 Définition du *proxy* d'exposition

La moyenne quotidienne des niveaux de turbidité de l'eau chlorée a été choisie comme *proxy* de l'exposition. L'expérience montre en effet que la turbidité moyenne est mieux corrélée que le maximum horaire à l'incidence des GEA [7-9].

3.5.2 Latence et décalage de l'exposition

Le décalage de temps entre la mesure de turbidité, réalisée à la sortie du poste de Desquinemare, et la consommation de l'eau (moment de l'exposition) a été estimé à 2 jours à partir des informations données par l'exploitant.

Tous agents pathogènes confondus, la période d'incubation moyenne de l'infection après ingestion d'eau peut s'étendre entre 1 et 20 jours. Les infections virales sont les plus rapides avec un temps d'incubation très court allant de quelques heures à une ou deux journées alors que les durées d'incubation parasitaires sont les plus longues et peuvent durer plusieurs semaines [13]. Les résultats précédemment obtenus dans les premiers volets de l'étude suggèrent de la durée d'incubation se situe entre 4 et 6 jours.

Le délai de consultation d'un médecin après l'apparition des symptômes a été estimé à 1 jour (entre 0 et 2 jours).

Au final, il est plausible d'attendre un pic de la réponse au huitième jour (respectivement 2+5+1 jours) après la mise en distribution de l'eau. Pour tenir compte d'une probable variabilité dans le délai de réponse et stabiliser son effet, le *proxy* d'exposition a été moyenné sur trois journées successives et centré sur le *lag* 8 (moyennes des valeurs quotidiennes des *lags* 7 à 9).

3.6 Recherche d'autres facteurs de risque

Les covariables d'exposition disponibles ont été explorées afin d'analyser leur relation avec l'incidence des GEA et la latence d'un effet potentiel. Les résultats obtenus ont permis la construction d'un modèle multi-exposition incluant les covariables d'exposition ayant un effet plausible sur l'incidence des GEA.

3.6.1 Analyses mono-exposition

Analyses lag par lag

Les variables d'exposition ont été introduites à tour de rôle dans le modèle statistique (cf. § 3.4). Les tests portaient sur l'association entre un indicateur sanitaire (spe115 ou spe16p) au jour t et les variables d'exposition sur les quinze jours précédents, entre t et $t-15$. La significativité des associations était obtenue par la réalisation du test de Fischer.

La sensibilité des résultats aux valeurs extrêmes des variables d'exposition a été vérifiée grâce à l'utilisation de deux jeux de données pour chaque variable, l'un contenant l'ensemble des valeurs (p100) et l'autre contenant seulement les valeurs inférieures à leur percentile 98 (p98). Les résultats étaient analysés à partir des critères statistiques et de plausibilité suivants :

- la significativité de l'association (seuil retenu à $p < 0,05$) ;
- la cohérence de la forme de la fonction de réponse sur un ensemble de décalages temporels consécutifs (significativité et conservation des formes). La portée de ce critère peut être limitée par l'autocorrélation de la variable testée ;
- la robustesse de la fonction de réponse aux valeurs extrêmes de la variable d'exposition considérée ;
- l'adéquation entre la forme de la relation observée et la forme attendue. Pour la turbidité et les précipitations, une forme croissante monotone de la relation était attendue. Pour le débit une forme partiellement croissante était attendue alors que pour la température de l'air, une forme partiellement décroissante était attendue ;
- une latence de la réponse en cohérence avec les délais de distribution de l'eau, des durées d'incubation des GEA et de consultation d'un médecin.

Analyses multi-lags

Après l'étude *lag par lag*, les variables d'exposition présentant des résultats répondants aux critères statistiques et de plausibilité ont été moyennées sur 3 *lags* successifs et centrées conformément à la latence attendue (tableau 3).

Tableau 3 : Position des covariables sur le parcours de l'eau et décalage temporel moyen correspondant

Localisation de la variable (point de mesure)	Type de variables concernée	Décalage de la mesure par rapport à l'exposition	Fenêtre temporelle pour le calcul des moyennes (Incidence des GEA à J_0)
En amont de Desquinemare	Turbidité eaux brutes	- 3 jours	jours 8 à 10
	Débit des ressources		
	Précipitation		
À Desquinemare	Turbidité eaux chlorées	- 2 jours	jours 7 à 9
	Débit produit		
	Concentration en chlore libre		
Au réservoir de Paris-Montsouris	Température de l'air	sans objet	jours 7 à 9

3.6.2 Analyses multi-exposition

Sur la base des résultats obtenus après l'analyse multi-lags, les covariables pertinentes ont été sélectionnées ou non pour construire le modèle multi-exposition.

La validation croisée du modèle multi-exposition retenu a été réalisée en remplaçant le nombre de cas de GEA enfants par le nombre de cas de GEA adultes. Les conséquences attendues de cette manipulation étaient la mise en évidence d'un risque de GEA de type similaire, c'est-à-dire d'un niveau éventuellement différent mais sans stricte modification de la forme des relations et/ou de la significativité des associations.

4. Résultats

4.1 Qualité des données

Les deux indicateurs sanitaires utilisés (spe115 et spe16p) ne présentent que 3,14 % de données manquantes, dont un mois complet en juin 2004 (tableau 4). L'indicateur spe115 présente 513 valeurs nulles dont 147 (28,6 %) apparaissent un dimanche. L'indicateur spe116p présente 63 valeurs nulles dont 40 (63,5 %) apparaissent un dimanche. Le nombre moyen de cas de GEA chez les adultes est environ 5 fois supérieur au nombre de cas moyen chez les enfants. Ce résultat apparaît conforme à la démographie des arrondissements parisiens concernés par l'étude où résident 7 fois plus d'adultes que d'enfants de moins de 16 ans.

Les variables précipitations présentent moins de 2 % de valeurs manquantes. La série temporelle de la température de l'air ne présente aucune valeur manquante sur la période d'étude.

Tableau 4 : Caractéristiques des distributions des variables utilisées

Variables	% Valeurs absentes		% Valeurs nulles	Moyenne	Ecart-type	Percentiles						
	Non mesurable	Non disponible				0%	2%	25%	50%	75%	98%	100%
cas GEA 1-15 ans	-	3,1	25,6	1,9	2,0	0	0	0	1	3	8	15
cas GEA 16 ans et +	-	3,1	2,6	10,6	8,1	0	0	4	9	14	33	58
Precipitations Loing	-	0,0	46,1	1,7	3,8	0	0	0	0	2	14	49
Precipitations Vanne	-	1,9	47,4	1,9	4,2	0	0	0	0	2	15	58
Precipitations Voulzie 1	-	1,5	32,9	1,9	4,0	0	0	0	0	2	16	47
Precipitations Voulzie 2	-	0,0	51,8	1,8	4,1	0	0	0	0	2	15	63
temp. Air °C	-	0,0	0,1	12,9	6,7	-5,8	0,2	7,8	13,1	18,0	25,6	32,5
Débit Eaux Brutes	-	5,2	0,1	155 165	48 408	0	60 000	121 166	153 499	182 692	260 960	280 000
Débit Loing	-	2,4	3,2	53 476	18 972	0	0	43 677	56 489	67 000	80 000	85 635
Débit Vanne	-	4,1	8,2	69 567	32 725	0	0	54 000	75 000	89 000	120 000	132 000
Débit Voulzie	-	2,6	24,2	31 747	22 706	0	0	3 000	39 580	51 848	70 000	92 000
Débit Eaux Chlorées	-	2,2	0,1	219 837	58 984	0	110 423	186 000	208 561	263 000	338 760	344 000
Débit.A	-	1,6	4,9	141 420	52 227	0	0	112 060	140 000	183 000	211 000	213 000
Débit.B	-	1,2	17,5	78 762	44 330	0	0	60 000	87 502	115 000	136 000	150 000
% Eaux Brutes Loing	-	6,5	8,0	0,31	0,14	0	0	0,27	0,34	0,39	0,60	0,79
% Eaux Brutes Vanne	-	4,8	2,9	0,24	0,10	0	0	0,20	0,24	0,28	0,44	0,90
% Eaux Brutes Voulzie	-	5,0	23,5	0,14	0,10	0	0	0,01	0,17	0,21	0,31	0,39
Turbidité Eaux Brutes	-	33,4	0,0	0,17	0,49	0,02	0,04	0,11	0,15	0,20	0,30	15,94
Turbidité Loing	4,4	30,5	0,0	0,08	0,05	0,01	0,02	0,05	0,06	0,10	0,19	0,50
Turbidité Vanne	10,0	23,0	0,0	0,23	0,10	0,02	0,05	0,17	0,23	0,30	0,43	0,73
Turbidité Voulzie	26,6	25,0	0,0	0,10	0,05	0,02	0,03	0,06	0,08	0,12	0,24	0,56
Turbidité Eaux Chlorées	-	4,9	0,0	0,17	0,08	0,01	0,01	0,11	0,16	0,22	0,34	0,66
Turbidité A	5,5	4,4	0,0	0,14	0,07	0,01	0,01	0,09	0,13	0,19	0,29	0,67
Turbidité B	18,2	3,9	0,0	0,22	0,11	0,01	0,02	0,13	0,21	0,28	0,48	0,67
Chlore.minimum	-	5,0	0,1	0,43	0,04	0,00	0,35	0,41	0,43	0,46	0,49	0,51
Chlore.min.A	5,5	4,3	0,0	0,43	0,04	0,29	0,33	0,41	0,43	0,46	0,49	0,54
Chlore.min.B	18,2	3,5	0,1	0,43	0,04	0,00	0,33	0,41	0,44	0,46	0,51	0,54

La chronique des mesures de turbidité de l'eau brute arrivant à Desquinemare via les aqueducs du Loing et de la Vanne présente 34,9 % et 33,0 % de données absentes, dont respectivement 4,4 % et 10,0 % sont dues à des périodes où les aqueducs étaient en travaux et donc non utilisés. Sur l'aqueduc de la Voulzie, plus de la moitié des données sont absentes, dont 26,6 % du fait de la non-utilisation de l'aqueduc.

Les variables turbidité moyenne des eaux chlorées mesurées sur les aqueducs A et B présentent respectivement 9,9 % et 22,1 % de données absentes, dont respectivement 5,5 % et 18,2 % sont dues aux périodes de maintenance des aqueducs durant lesquelles l'eau ne circule pas. Du fait de la méthode de calcul utilisée, la variable turbidité moyenne pondérée (TuET.moy) ne présente que 4,9 % de données manquantes sur l'ensemble de la série.

Les résultats d'analyse de qualité microbiologique des eaux n'ont pas pu être utilisés du fait d'un trop grand nombre de données absentes ou de valeurs nulles (tableau 5).

Tableau 5 : Pourcentage de valeurs manquantes pour chacun des paramètres de contrôle de la qualité microbiologique des eaux brutes en amont de la station Desquinemare, période 2002-2007

	% Données absentes		
	Loing	Vanne	Voulzie
Bactéries aérobies revivifiables à 37°C	85,4	85,1	88,6
Streptocoques	35,5	33,6	51,3
Coliformes totaux	47,1	44,5	62,1
Coliformes fécaux	47,3	44,7	62,4
Clostridium	47,0	44,4	62,1

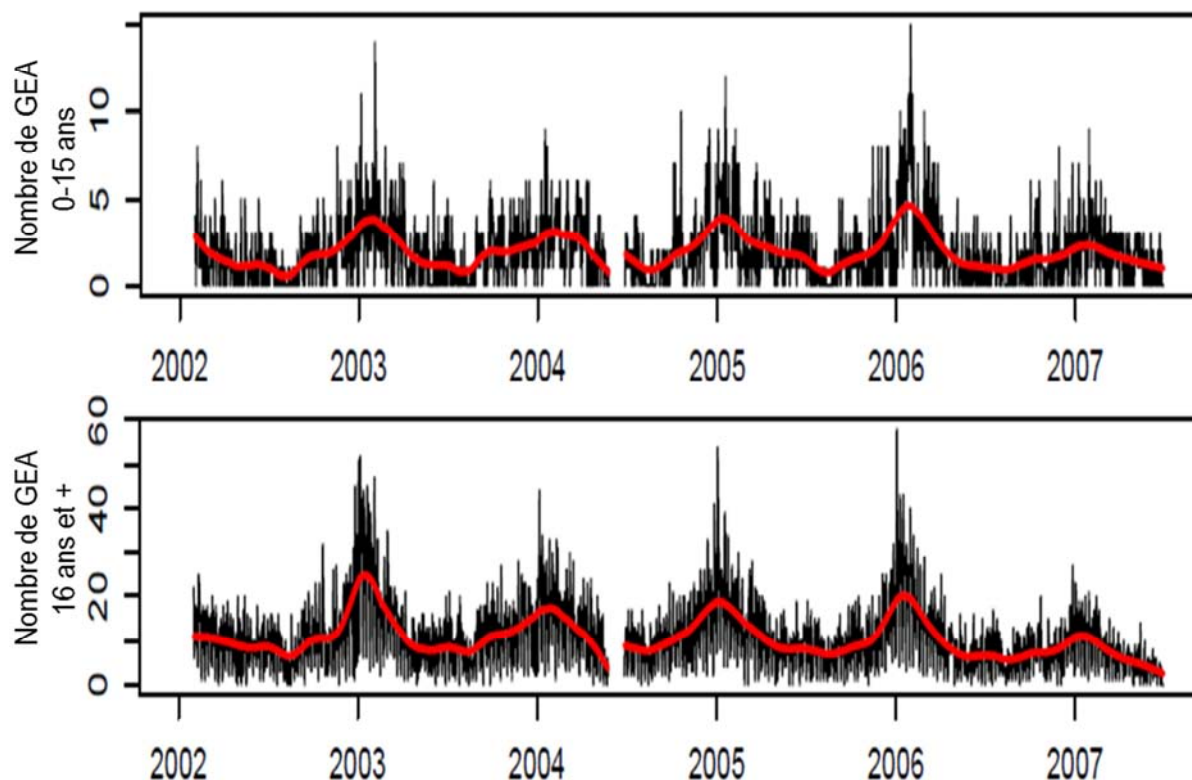
4.2 Distributions des variables

4.2.1 Indicateurs sanitaires

La série chronologique du nombre de cas de GEA médicalisés chez les 1-15 ans suit les pics hivernaux des épidémies virales de gastro-entérites (figure 3). Le maximum de 15 cas de GEA a été observé le 30 janvier 2006 et correspond à environ 7 fois le nombre de cas moyen sur l'ensemble de la chronique.

Chez les cas adultes, le maximum de 58 cas de GEA a été observé le 3 janvier 2006. Il correspond à 6 fois la valeur moyenne de cas de GEA. Les épidémies hivernales de 2003 et 2006 ont été particulièrement marquées (figure 3). Ces résultats sont comparables à ceux de l'agglomération d'Angoulême sur la même période [9]. Comme chez les cas enfants, l'épidémie hivernale de 2007 présente une incidence moyenne plus faible.

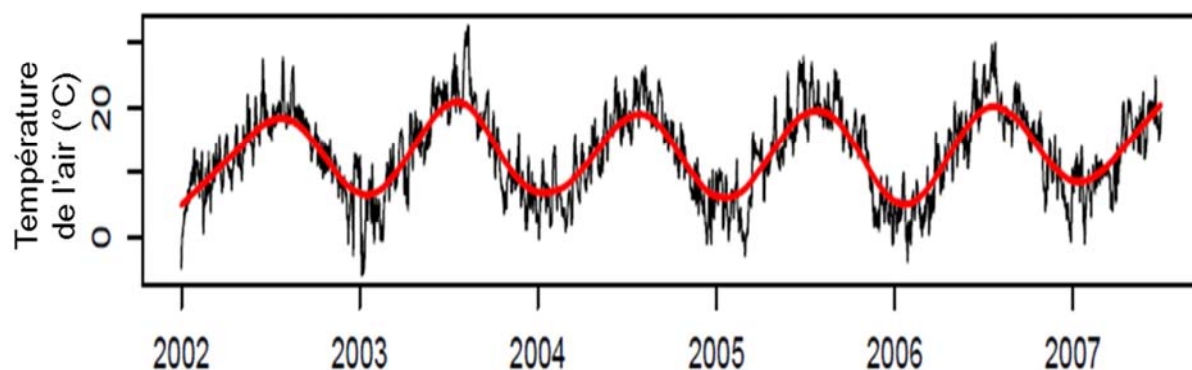
Figure 3 : Nombre de cas quotidiens de GEA médicalisées résidants sur la zone d'étude (I^{er}, II^e, III^e, IV^e et VII^e arrondissements de Paris), entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



4.2.2 Température de l'air

Sur toute la période 2002-2007, les températures moyennes de l'air enregistrées à la station de Paris-Montsouris sont dans les normales saisonnières. Le minimum de -5,8 °C a été observé le 5 janvier 2003 et le maximum de 32,5 °C le 11 août 2003, durant l'épisode caniculaire (figure 4).

Figure 4 : Température moyenne quotidienne de l'air à Paris (Montsouris), entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



4.2.3 Eau brute

Qualité Microbiologique

Les données de l'autocontrôle de la Sagep ont été utilisées afin d'évaluer la qualité microbiologique des eaux brutes acheminées jusqu'à Desquinemare sur la période 2002-2007 (tableau 6). Les paramètres coliformes totaux et entérocoques ont été retenus afin d'évaluer d'une part le niveau de contamination microbiologique général et d'autre part le niveau de contamination fécale des eaux.

Tableau 6 : Distribution de la contamination microbiologique des eaux brutes utilisées, 2002-2007

Aqueduc	Paramètre	nombre d'analyses	Moyenne	Ecart-type	Min.	Percentiles								Max.
						2	10	25	50	75	90	98		
Loing	Coliformes totaux/100 ml	1 062	5,6	12,8	0	0	0	1	3	6	12	28	300	
	Coliformes fécaux/100 ml	1 058	0,4	1,1	0	0	0	0	0	0	1	3	14	
	Entérocoques/100 ml	1 294	0,3	1	0	0	0	0	0	0	1	3	17	
Vanne	Coliformes totaux/100 ml	1 114	88	94,1	0	0	10	28	60	115	200	360	1 000	
	Coliformes fécaux/100 ml	1 110	7,6	13,6	0	0	0	1	3	9	19	50	150	
	Entérocoques/100 ml	1 333	4,9	16,3	0	0	0	0	1	4	13	36	500	
Voulzie	Coliformes totaux/100 ml	760	37,9	110,2	0	0	0	1	5	28	100	328	1 600	
	Coliformes fécaux/100 ml	755	3,4	10,5	0	0	0	0	0	2	8	36	128	
	Entérocoques/100 ml	978	3,8	38,1	0	0	0	0	0	1	5	21	1 000	

Source : SAGEP, 2002-2007

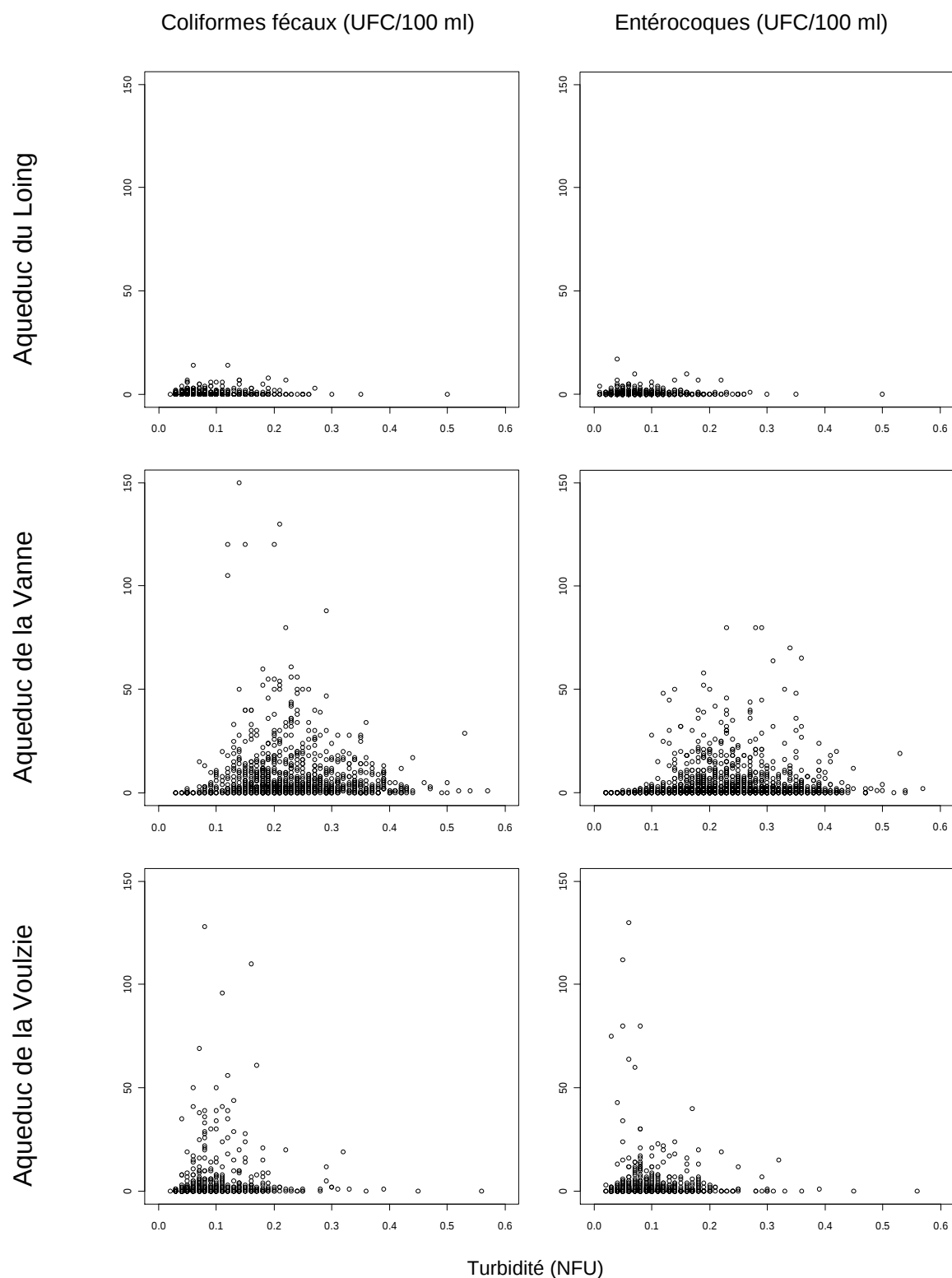
Entre 2002 et 2007, les eaux brutes acheminées par l'aqueduc du Loing étaient peu sensibles aux pollutions microbiologiques. Le niveau de contamination moyen par les coliformes fécaux était de 0,4 UFC/100 ml et le maximum de 14 UFC/100 ml sur un total de 1 058 analyses.

Les eaux conduites par les aqueducs de la Vanne et de la Voulzie apparaissaient plus vulnérables, avec des niveaux respectifs de contamination moyens par les coliformes fécaux de 7,6 et 3,4 UFC/100 ml et des maximums de 150 et 128 UFC/100 ml. Les niveaux de contamination moyens par les entérocoques sont du même ordre de grandeur, soit 4,9 et 3,8 UFC/100 ml, pour les eaux de la Vanne et de la Voulzie, alors que les maximums sont plus élevés, signalant de rares épisodes de pollutions (500 et 1 000 UFC/100 ml). Aucune contamination microbiologique n'était mise en évidence sur plus des trois-quarts des analyses réalisées sur les eaux du Loing et sur plus de la moitié des analyses réalisées sur les eaux de la Vanne et de la Voulzie.

Les analyses de régression réalisées ne montrent pas de corrélation évidente entre les niveaux de turbidité des eaux transportées par les aqueducs de la Vanne, du Loing et de la Voulzie et leurs niveaux de contamination microbiologiques (figure 5). Néanmoins, les distributions conjointes turbidité-bactéries fécales indiquent une karstification discrète mais claire des aquifères de la Vanne et de la Voulzie (dans une moindre mesure).

Globalement, les eaux captées par l'aqueduc du Long sont de très bonne qualité microbiologique et celles des aqueducs de la Vanne et de la Voulzie de bonne qualité.

Figure 5 : Distribution de la contamination microbiologique des eaux brutes (UFC/100 ml) en fonction de la turbidité sur la période 2002-2007 (données Sagep). Données censurées au-delà de 150 UFC/100 ml et 0,6 NFU.

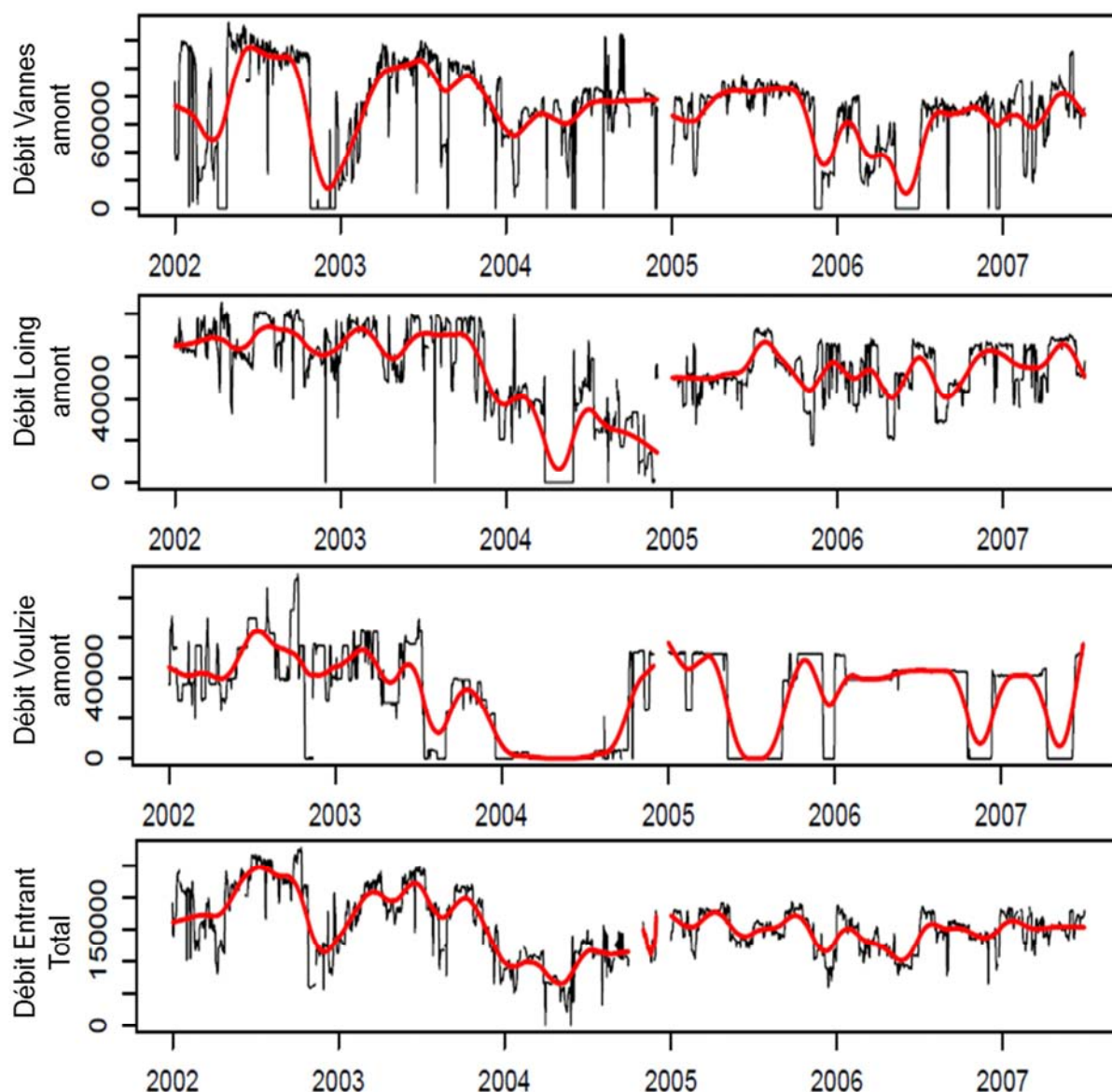


Débits

Des trois aqueducs alimentant la station de traitement de Desquinemare, celui de la Vanne est le plus gros contributeur avec une moyenne d'environ 70 000 m³/j. L'aqueduc du Loing apporte en moyenne 53 500 m³/j et l'aqueduc de la Voulzie 32 000 m³/j. Ce dernier est également le moins utilisé sur toute la période d'étude. La série chronologique du débit de cet aqueduc comporte presque 25 % de valeurs nulles (figure 6).

Le débit total entrant à Desquinemare oscille de manière importante entre 2002 et 2004, entre 0 (printemps 2004) et 280 000 m³/j (automne 2002). La tendance se stabilise autour de 150 000 m³/j sur la fin de la période d'étude.

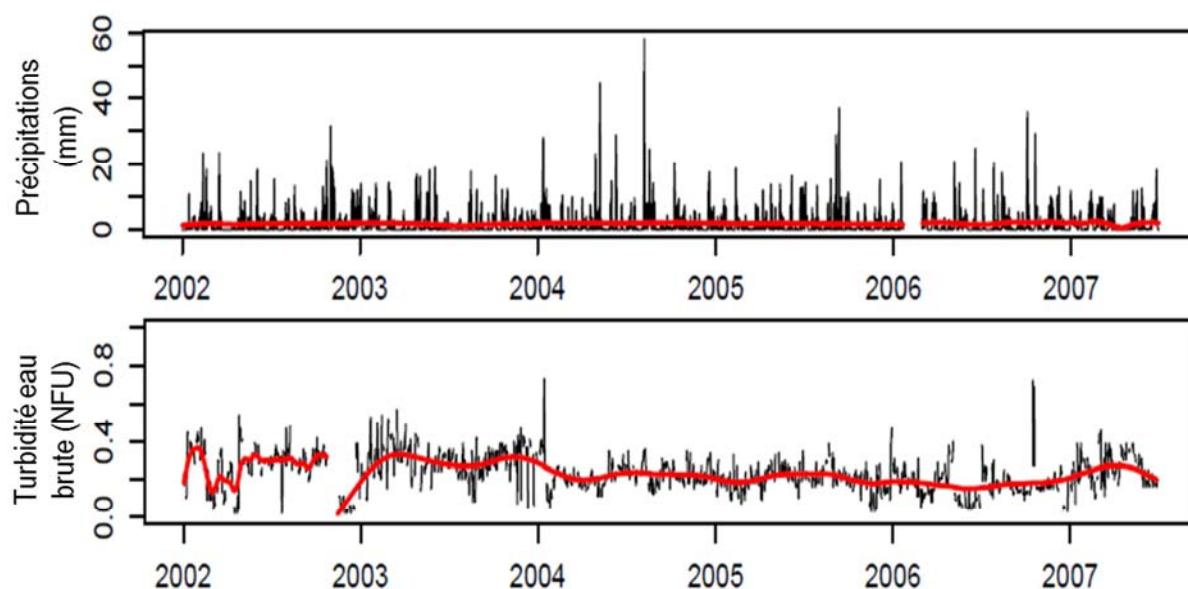
Figure 6 : Séries temporelles des débits quotidiens (m³/j) d'eau brute acheminée jusqu'à la station de Desquinemare entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



Turbidité

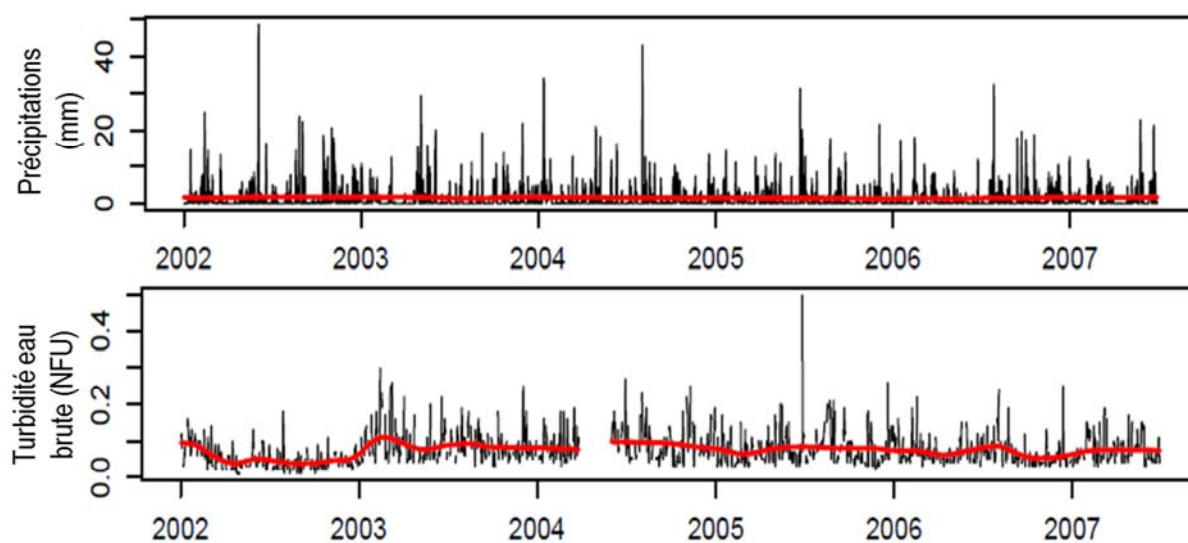
L'eau brute transportée par l'aqueduc de la Vanne présente une turbidité quotidienne moyenne relativement stable avec une valeur moyenne de 0,23 NFU et un percentile 90 à 0,36 NFU. Le maximum de 0,73 NFU a été observé le 14 janvier 2004. La chronique présente une tendance à la baisse entre 2003 et 2006. Il n'existe pas de similarité évidente entre la chronique des précipitations et celle de la turbidité de l'eau brute (figure 7).

Figure 7 : Séries temporelles de la pluviométrie à Coulours et de la turbidité de l'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Vanne. Valeurs quotidiennes enregistrées entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



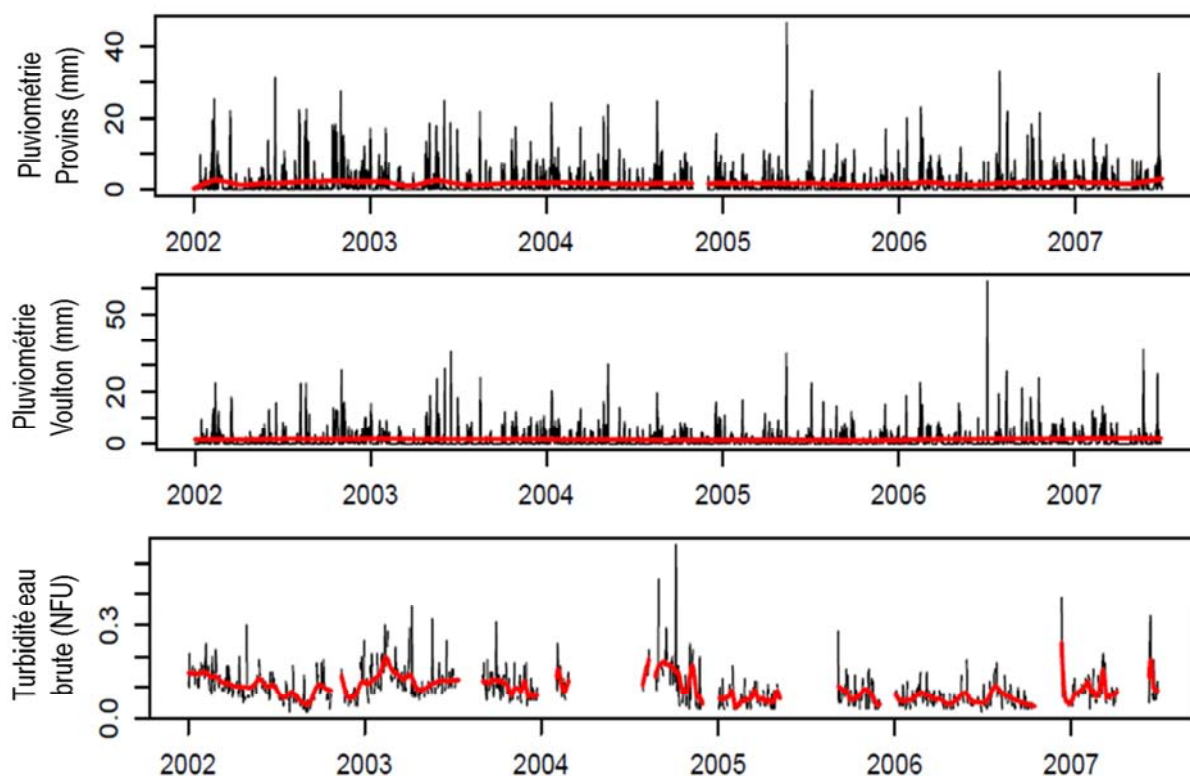
L'eau brute transportée par l'aqueduc du Loing amont est particulièrement claire avec un niveau de turbidité moyen de 0,06 NFU. Le percentile 90, égal à 0,19 NFU, et le maximum de 0,50 NFU montrent que cette ressource souterraine est peu vulnérable aux pollutions particulières. La tendance est stable sur toute la période d'étude. La série chronologique des précipitations à Nemours présente quelques pics qui semblent coïncider avec des hausses de turbidité de l'eau brute (figure 8).

Figure 8 : Séries temporelles de la pluviométrie à Nemours et de la turbidité de l'eau brute acheminée par l'aqueduc du Loing. Valeurs quotidiennes enregistrées entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



L'eau brute captée par l'aqueduc de la Voulzie présente des caractéristiques similaires à celle captée par l'aqueduc du Loing. Le niveau de la turbidité moyenne est de 0,08 NFU. Le percentile 90 se situe à 0,16 NFU et le maximum à 0,56 NFU. Plus de la moitié des données de cette chronique sont manquantes ce qui la rend inutilisable. Aucune similarité n'apparaît entre les chroniques des précipitations mesurées à Provins ou à Voulton et la chronique des niveaux de turbidité (figure 9).

Figure 9 : Séries temporelles de la pluviométrie à Provins et Voulton et de la turbidité de l'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie, valeurs quotidiennes enregistrées entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007



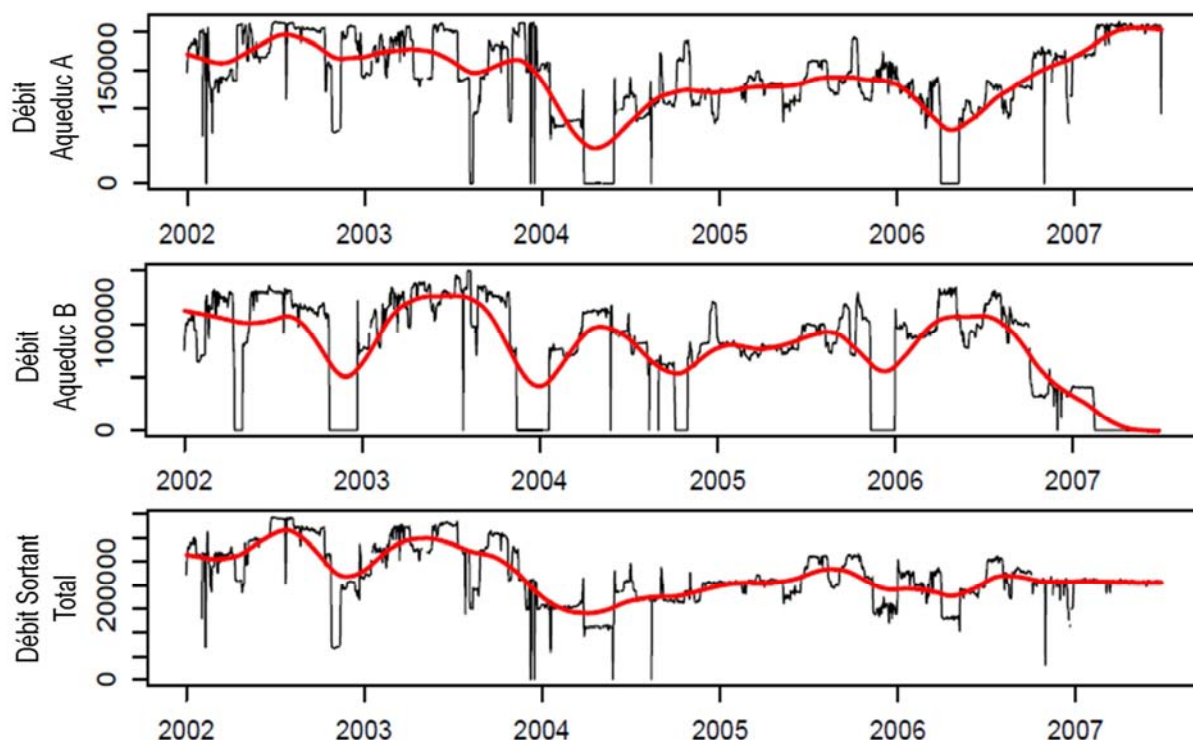
4.2.4 Eau chlorée

Débits

Après la station de Desquinemare, l'eau est répartie sur les deux aqueducs aval A et B qui présentent respectivement des débits moyens d'environ 141 000 m³/j et 79 000 m³/j. Sur l'ensemble de la période d'étude, l'aqueduc B a été mis à sec 6 fois pour sa maintenance (figure 10).

On constate, de la même manière que pour la chronique du débit total entrant, une stabilisation de la tendance autour de 200 000 m³/j sur la période allant de 2005 à 2007 (la différence entre les débits entrants et sortants s'explique du fait des débits du Val de Seine non pris en compte dans les données des débits entrants).

Figure 10 : Séries temporelles des débits (m^3/j) d'eau chlorée produite à Desquinemare entre le 1^{er} janvier 2002 et le 30 juin 2007

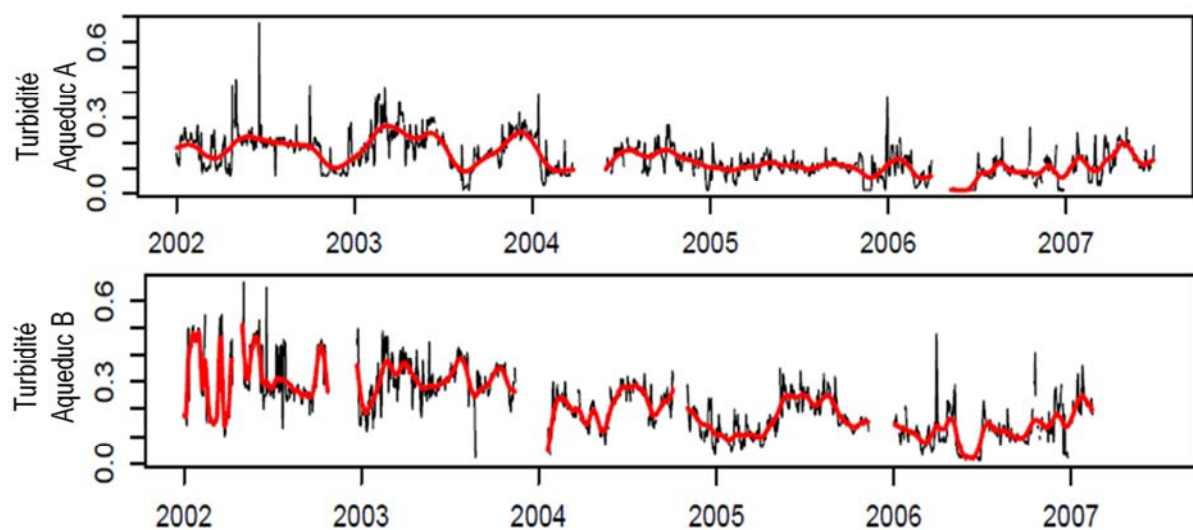


Turbidité et Chlore

L'eau chlorée acheminée par l'aqueduc A présente une turbidité quotidienne moyenne de 0,13 NFU. Le percentile 90 est de 0,23 NFU. Le maximum observé de 0,67 NFU est similaire à celui observé sur l'eau de l'aqueduc B. Une tendance à la baisse est observée entre mi-2002 et fin 2006 (figure 11).

La série chronologique des mesures minimum de chlore sur l'aqueduc A ne présente pas de valeurs nulles sur l'ensemble de la période d'étude. Le minimum observé est de 0,29 mg/L.

Figure 11 : Séries temporelles de la turbidité (NFU) quotidienne des eaux chlorées transportées par les aqueducs A et B (2002-2007)



L'eau chlorée injectée dans l'aqueduc aval B présente une turbidité quotidienne moyenne de 0,22 NFU. Le maximum observé est de 0,67 NFU ce qui reflète une eau de très bonne qualité sur l'ensemble de la période d'étude. Une tendance à la baisse est observée entre 2002 et mi-2006 (figure 11).

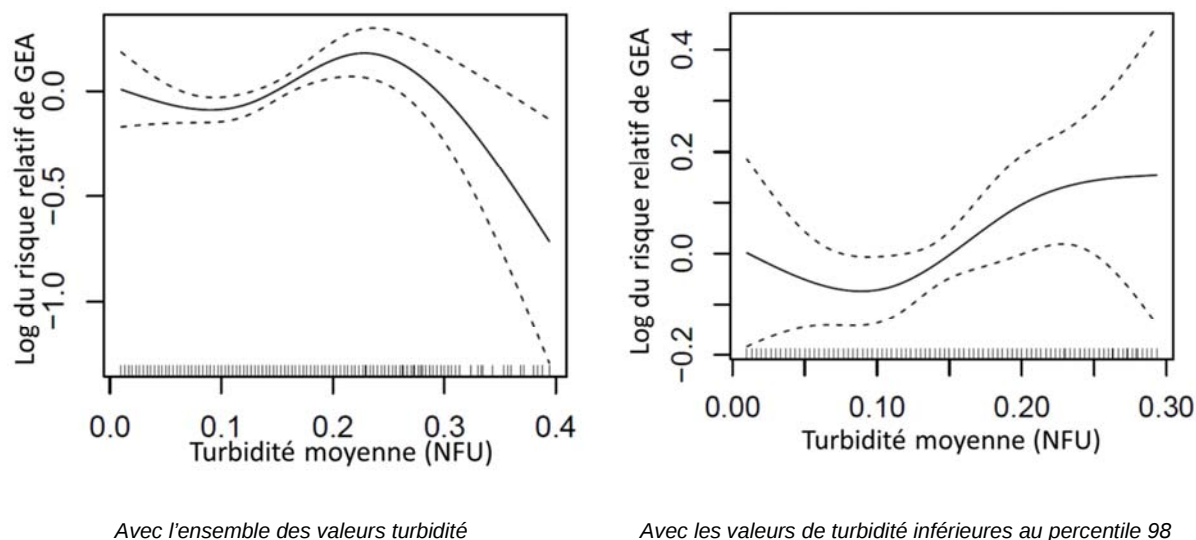
La série chronologique des mesures minimum de chlore sur l'aqueduc B ne présente qu'une seule valeur nulle, durant le printemps 2004.

4.3 Relation entre turbidité de l'eau chlorée et incidence des GEA

Les premières analyses réalisées ont consisté à tester l'effet de la turbidité de l'eau chlorée sur le nombre de cas incidents de GEA observés huit jours plus tard. Ce test concernait les variables explicatives suivantes : turbidité de l'eau chlorée mesurée sur l'aqueduc A, turbidité de l'eau chlorée mesurée sur l'aqueduc B et moyenne pondérée de ces deux turbidités. Le modèle était ajusté avec les variables de contrôle dont la température de l'air (fixée au lag 5).

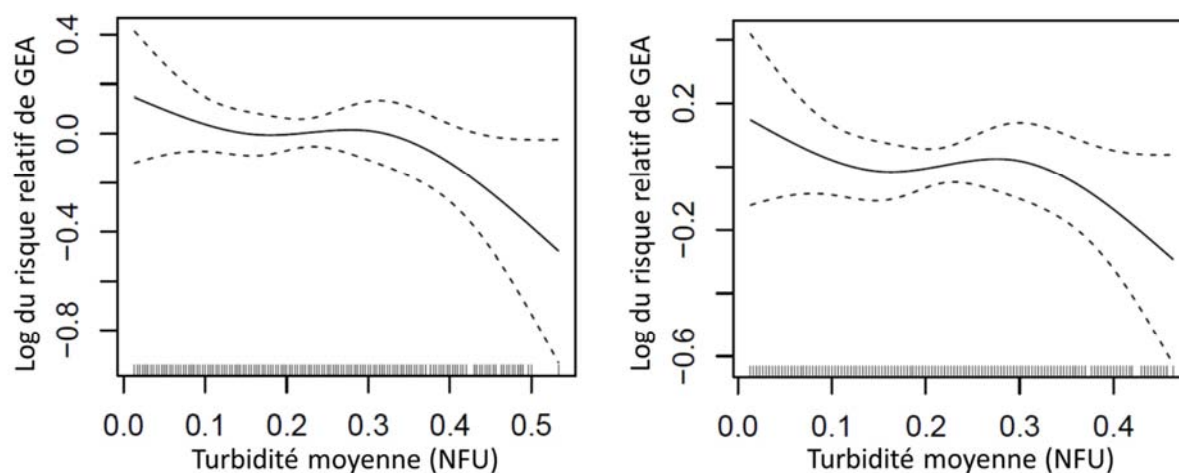
L'association entre le nombre de cas de GEA et la turbidité de l'eau chlorée acheminée par l'aqueduc A est significative ($p=0,003$). La forme de la relation est croissante entre 0,1 et 0,2 NFU (figure 12). Au-delà de 0,2 NFU, la relation tend vers la décroissance. L'exclusion des valeurs extrêmes de turbidité (supérieures au $p_{98} = 0,29$ NFU) supprime la partie décroissante de la courbe. L'association n'est alors plus significative ($p=0,17$). Dans ces conditions, la forme de la relation peut être approchée par une droite. Le risque de GEA, pour une augmentation de 0,1 NFU, est alors de 1,090 $IC_{95\%} = [0,990 - 1,201]$ ($p=0,08$).

Figure 12 : Variation du risque de GEA (log) chez les moins de 16 ans en fonction de la turbidité de l'eau chlorée acheminée par l'aqueduc A, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



Aucune association significative ($p=0,17$) n'a pu être mise en évidence entre les niveaux de turbidité mesurés sur l'aqueduc B et l'incidence des GEA (figure 13). La forme de la relation présente une tendance légèrement décroissante même après exclusion des plus fortes valeurs de turbidité. Si la forme de la relation est approchée par une droite, le risque de GEA peut être estimé à 0,934 $IC_{95\%} = [0,865 - 1,008]$, pour une augmentation de turbidité de 0,1 NFU ($p=0,08$).

Figure 13 : Variation du risque de GEA (log) chez les moins de 16 ans en fonction de la turbidité de l'eau chlorée acheminée par l'aqueduc B, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)

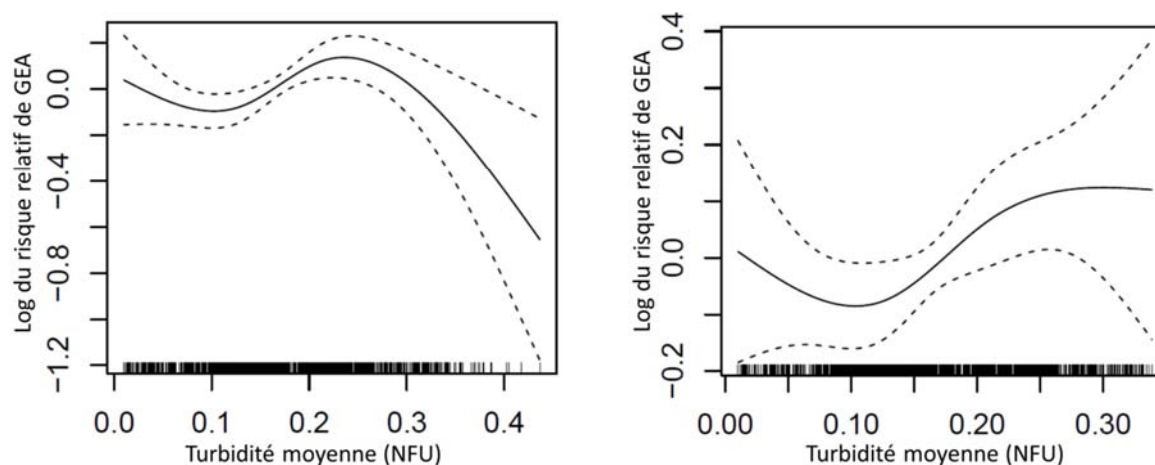


Avec l'ensemble des valeurs turbidité

Avec les valeurs de turbidité inférieures au percentile 98

Si la turbidité pondérée des eaux chlorées est introduite dans le modèle statistique, la forme de l'association est similaire à celle observée avec la turbidité de l'aqueduc A. L'association est significative ($p=0,007$) et l'augmentation du risque de GEA est de l'ordre de 20 % pour une variation de la turbidité entre 0,1 et 0,2 NFU (figure 14). Après l'exclusion des valeurs extrêmes de turbidité ($>p98$), la forme de la relation peut être approchée par une droite. Le risque de GEA, calculé pour une augmentation de 0,1 NFU, est alors de 1,073, $IC_{95\%} = [0,987 - 1,166]$ ($p=0,1$).

Figure 14 : Variation du risque de GEA (log) chez les moins de 16 ans en fonction de la turbidité moyenne de l'eau chlorée pondérée par le débit des aqueducs A et B, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



Avec l'ensemble des valeurs turbidité

Avec les valeurs de turbidité inférieures au percentile 98

4.4 Recherche d'autres facteurs de risques

Dans une seconde étape de l'analyse, chacune des covariables d'exposition disponibles a été testée *lag* par *lag* (du *lag* 1 à 15) comme seule variable explicative dans le modèle.

Les résultats montrent le degré de significativité statistique de l'association et l'adéquation par rapport à la forme attendue de la relation entre chaque covariable mesurée au jour t et le nombre quotidien de cas de GEA survenus entre t et $t+15$. Dans le tableau 7, les résultats chiffrés expriment la significativité des associations, exprimées par $-\log(p)$. Une absence de chiffre dénote un test non significatif ($p > 0,1$) pour la latence considérée (*lag*). La plausibilité de la forme des fonctions de risque observées (cohérence avec la tendance attendue) et leurs cohérences sur plusieurs latences successives y sont également présentées.

Tableau 7 : Résultats de l'analyse statistique des associations entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les variables d'exposition pour différentes latences de l'effet (2002-2007)

Variable	Contrainte	Lags													Tendance attendue
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
Precipitations Loing	p100		1		1									↗	
	p98	1	1						3						
Precipitations Vanne	p100													↗	
	p98														
Precipitations Voulzie 1	p100		1										1	↗	
	p98														
Precipitations Voulzie 2	p100			1										↗	
	p98														
Température Air °C	p100				3	3	1	3	1					↘	
	p98				1	1		1	1						
Débit Eaux Brutes	p100		1	1	1	1		1		1			1		
	p98				1	1		3		1			1		
Débit Loing	p100	1			1	3	3	4	1	3	3	4	3		
	p98	1			1	3	3	3	1	3	1	4	3		
Débit Vanne	p100				3	1	1	1							
	p98				1	1	1	1							
Débit Voulzie	p100	1	1	4			3	1	1	1					
	p98	1	1	4			3	1	1	1	1		1		
Débit Eaux Chlorées	p100				1									↗	
	p98														
Débit A	p100								1		1	1	1	↗	
	p98								1		1	1	1		
Débit B	p100			1	1		1		1	1	1			↗	
	p98														
Turbidité EB Loing	p100									1				↗	
	p98														
Turbidité EB Vanne	p100							1						↗	
	p98														
Turbidité EB Voulzie	p100										1			↗	
	p98	1		1						1					
Turbidité Eaux Chlorées	p100				1									↗	
	p98						1								
Turbidité A	p100							1	1	1				↗	
	p98						1	1	1						
Turbidité B	p100												1	↗	
	p98						1						1		
Cl.min.A	p100											1		↘	
	p98			1								1			
Cl.min.B	p100													↘	
	p98														

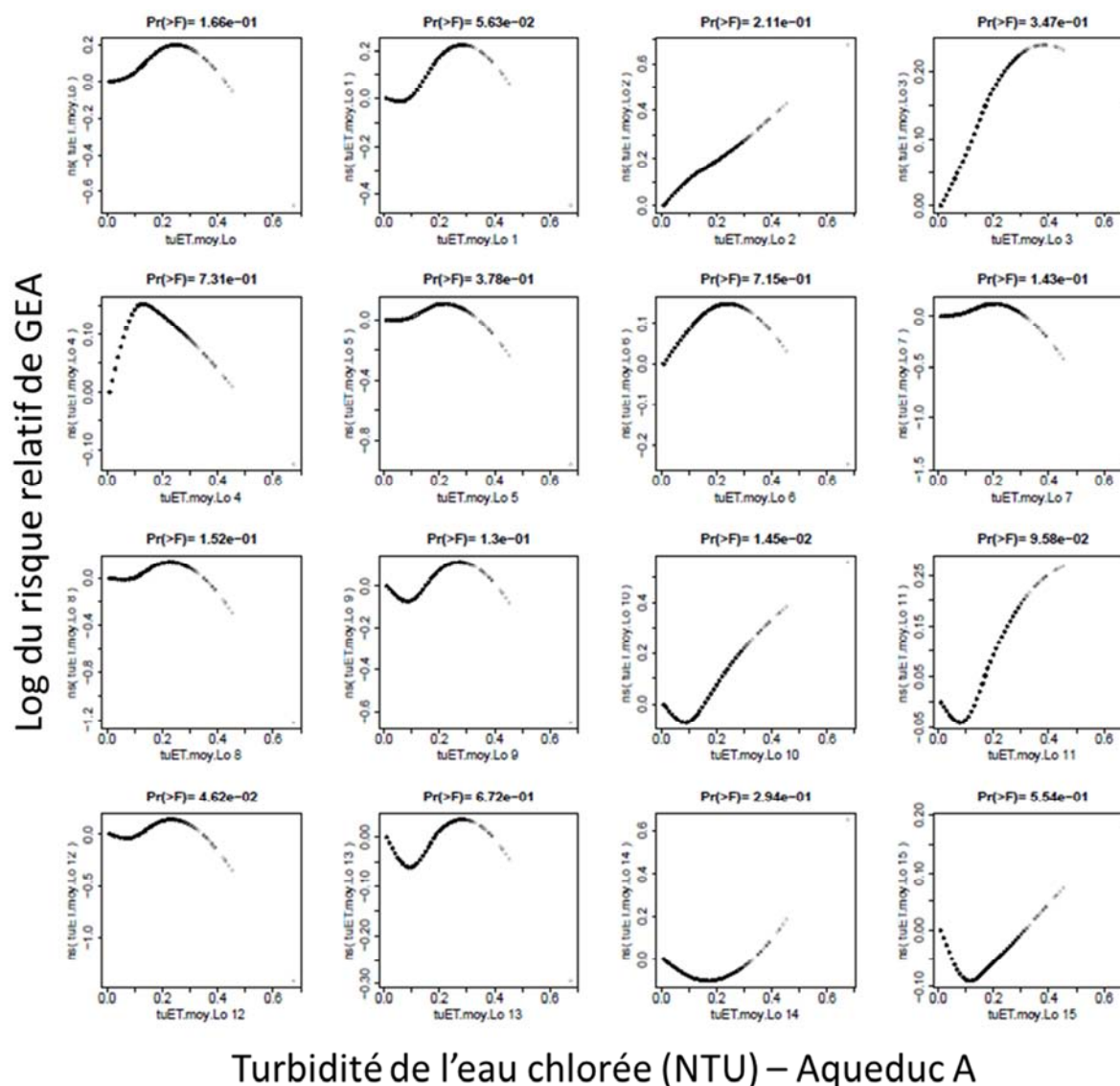
 Forme de la relation conforme à la tendance attendue
 Forme de la relation partiellement conforme à la tendance attendue

Le chiffre indique le degré de significativité de la relation (1=p<0,1, 2=p<0,01 ; 3=p<0,001, 4=p<0,0001).

4.4.1 Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les niveaux de turbidité de l'eau chlorée

Pour chacune des latences étudiées, la forme des relations mises en évidence entre la turbidité de l'eau chlorée mesurée sur l'aqueduc A et le risque de GEA est conforme aux relations croissantes attendues (figure 15). Seules les associations aux latences 1, 10, 11 et 12 sont significatives ($p < 0,05$). L'exclusion des valeurs supérieures au p98 ne modifie pas la forme des relations obtenues.

Figure 15 : Variation du risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité moyenne quotidienne de l'eau chlorée acheminée par l'aqueduc A, pour différentes latences de l'effet de 0 à 15 jours (2002-2007)

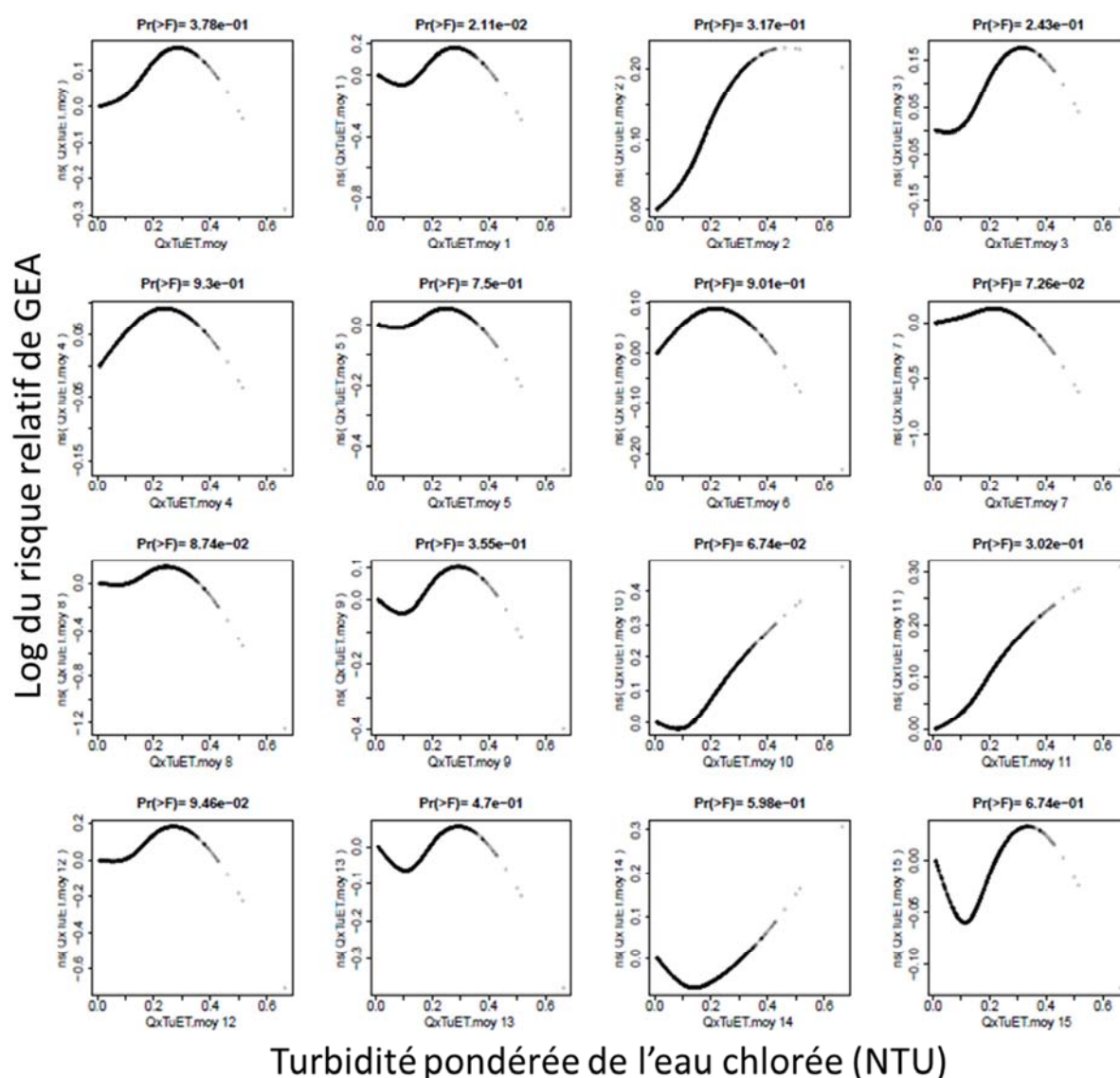


L'association entre la turbidité de l'eau chlorée transportée par l'aqueduc B et l'incidence des GEA est également croissante sur la majorité des latences étudiées (résultats non montrés). Aucune relation n'est significative.

La forme des relations entre la turbidité moyenne pondérée de l'eau chlorée et le nombre de cas de GEA apparaît cohérente sur l'ensemble des latences étudiées (figure 16). La relation est

systématiquement croissante entre 0,1 et 0,2 NFU et régulièrement tirée vers la décroissance pour les valeurs de turbidité les plus élevées. Seule l'association au *lag* 1 est significative.

Figure 16 : Variation du risque de GEA (log RR) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité moyenne de l'eau chlorée des aqueducs A et B, pour différentes latences de l'effet de 0 à 15 jours (2002-2007)



4.4.2 Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les niveaux de turbidité des ressources

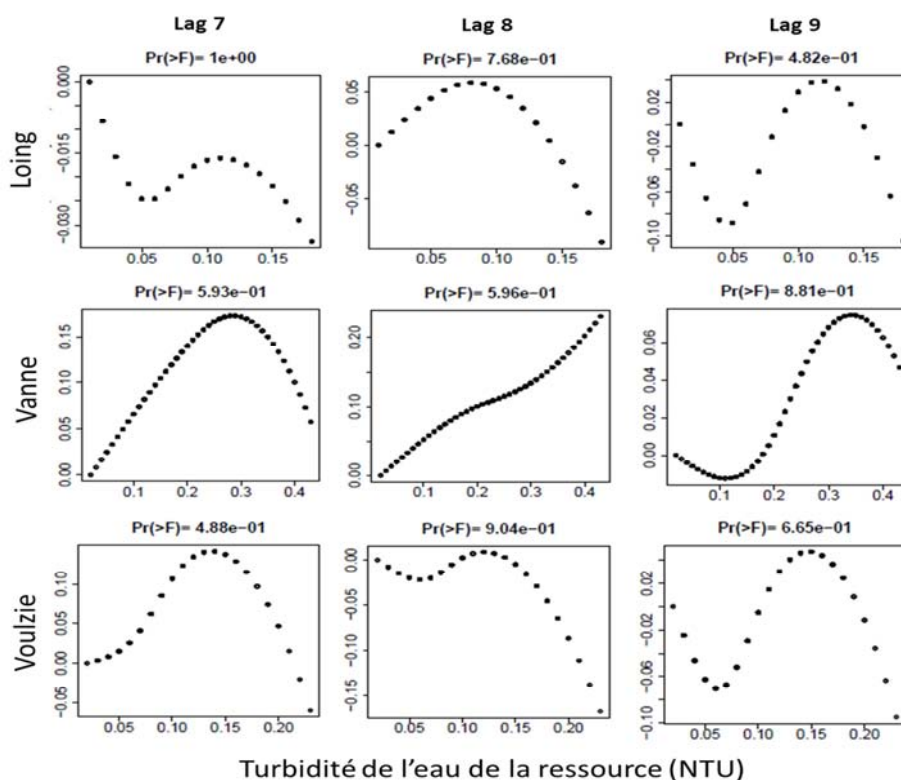
La forme de la relation entre la turbidité de l'eau brute acheminée par l'aqueduc du Loing et l'incidence des GEA ne présente pas de cohérence sur chacune des latences étudiées. La suppression des valeurs extrêmes apporte une certaine cohérence dans la forme des relations sur les différents *lags*, qui devient croissante entre 0,05 et 0,1 NFU pour les *lags* de 5 à 10 (figure 17), sans que l'association soit significative ($p > 0,05$).

La turbidité mesurée sur les eaux brutes acheminées par l'aqueduc de la Vanne présente une relation croissante avec le risque de GEA pour une variation de turbidité comprise entre 0,1 et 0,3 NFU. La forme des relations est cohérente sur l'ensemble des latences étudiées, sans qu'aucune association

ne soit significative ($p > 0,05$). Aux latences 7, 8 et 9, l'augmentation du risque de GEA procurée par une variation de 0,2 NFU (de 0,1 à 0,3) est de l'ordre de 7 à 12 % (figure 17).

Concernant les eaux brutes acheminées par l'aqueduc de la Voulzie, la forme de la relation avec l'incidence des GEA est croissante pour une variation de turbidité comprise entre 0,1 et 0,2 NFU, excepté aux *lags* 8 et 15. La forme de ces relations est cohérente sur l'ensemble des latences étudiées, mais les associations sont le plus souvent non significatives ($p > 0,05$). Aux *lags* 7, 8 et 9, les risques de GEA augmentent de l'ordre de 5 à 15 % pour une hausse de la turbidité comprise entre 0,05 et 0,15 NFU (figure 17).

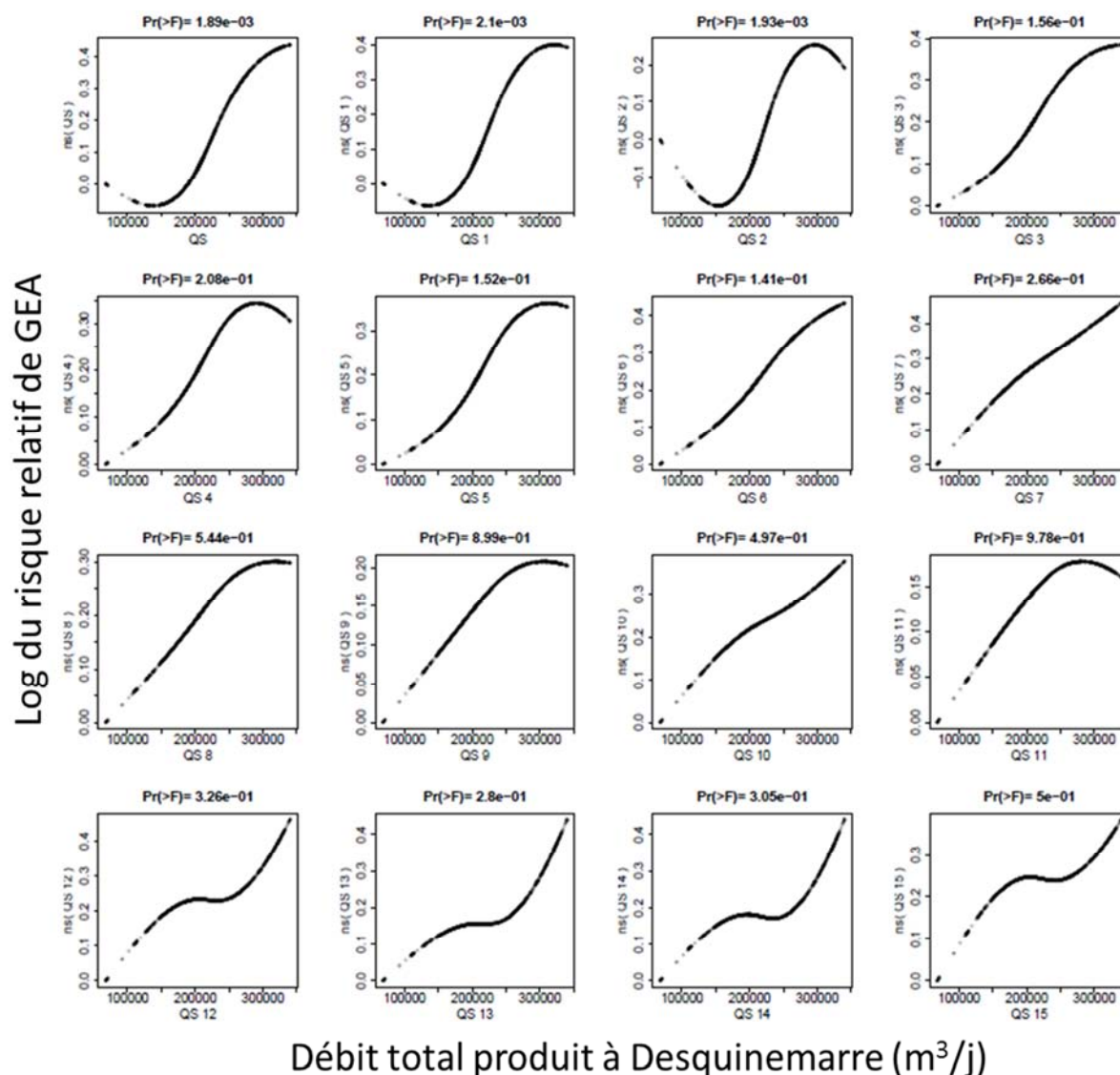
Figure 17 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction de la turbidité de l'eau brute (valeurs inférieures au p98) acheminée par les aqueducs du Loing, de la Vanne ou de la Voulzie, pour des latences de l'effet de 7, 8 et 9 jours (2002-2007)



4.4.3 Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les débits d'eau chlorée

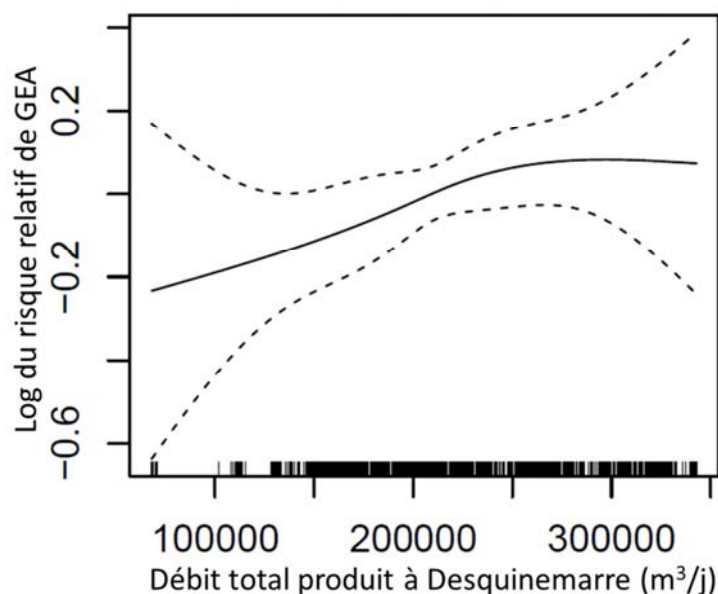
Sur chacune des latences étudiées, l'augmentation du débit produit sur la station de Desquinemare est associée à une augmentation du risque de GEA (figure 18). Les relations sont cohérentes d'une latence à l'autre, ce qui va dans le sens d'une association plausible du débit sur le risque de GEA. Seules les associations aux latences 0, 1 et 2 sont significatives ($p < 0,05$).

Figure 18 : Variation du risque de GEA en fonction du débit total d'eau chlorée produite à Desquinemare, pour différentes latences de l'effet de 0 à 15 jours (2002-2007)



La modélisation réalisée à partir de la variable débit total moyen sur les latences 7, 8 et 9 est cohérente avec les résultats ci-dessus. La relation entre le débit total et l'incidence des GEA présente une forme linéaire croissante entre 140 000 et 250 000 m³/j (figure 19). L'analyse des seules valeurs inférieures au percentile 98 ne modifie pas ces résultats. Pour une augmentation interquartile du débit, entre 186 000 et 263 000 m³/j, le risque de GEA est de 1,096, IC_{95%} = [0,978 – 1,228] (p=0,11).

Figure 19 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction du débit quotidien d'eau chlorée produite à Desquinemare avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



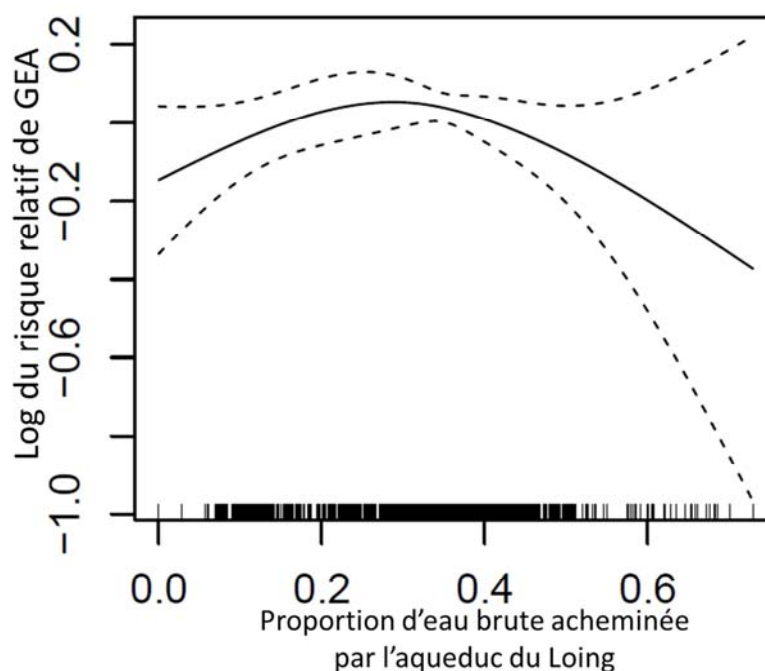
4.4.4 Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et les concentrations quotidiennes minimum de chlore

Sur les deux aqueducs avals, les relations entre la concentration quotidienne minimale de chlore et l'incidence des GEA n'apparaissent pas cohérentes d'une latence à l'autre entre 0 et 15 jours, ce qui ne va pas dans le sens d'une association plausible de la concentration minimale en chlore sur le risque de GEA. Aucune de ces associations n'est significative ($p < 0,05$).

4.4.5 Exploration de la relation entre l'incidence des GEA chez les 1-15 ans et la part du débit total de chaque ressource

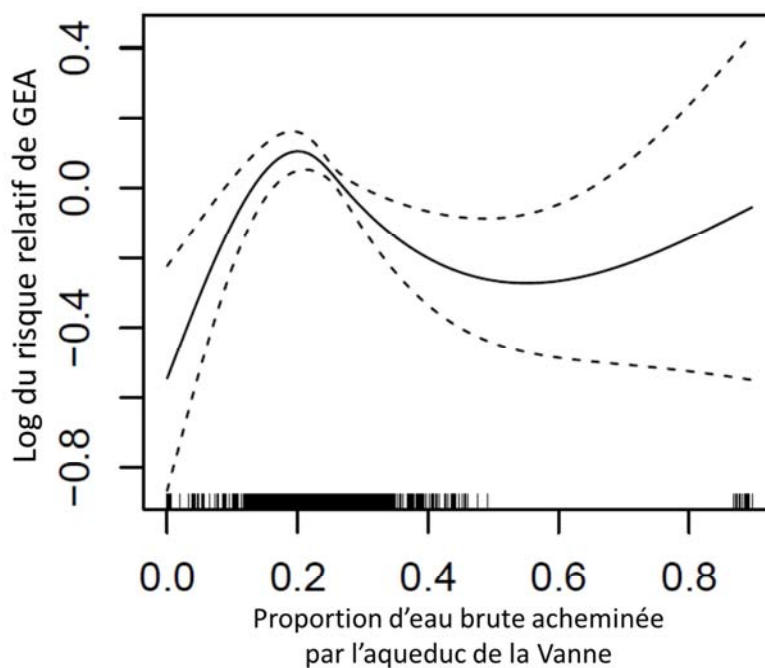
Aucune association significative ($p = 0,17$) n'est observée entre l'incidence des GEA et la proportion d'eau brute transportée par l'aqueduc du Loing (figure 20).

Figure 20 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction de la proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc du Loing, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



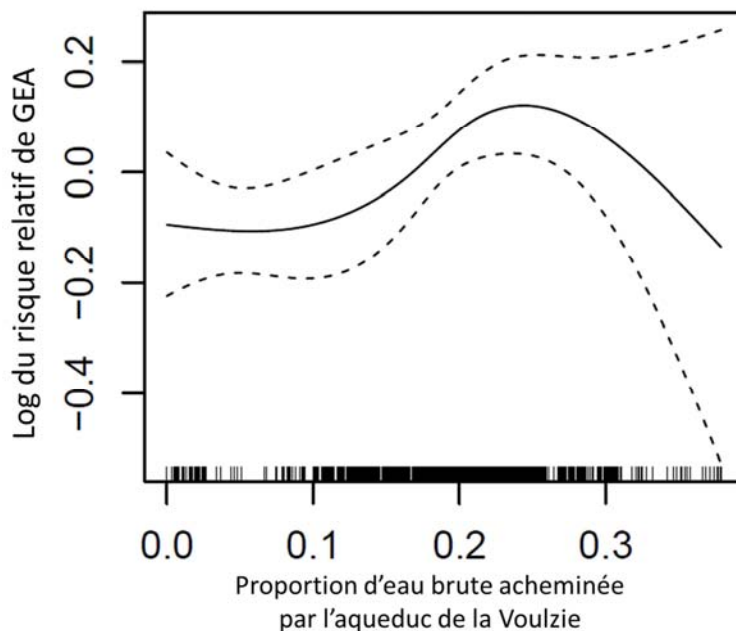
La relation entre l'incidence des GEA et la proportion d'eau brute en provenance de l'aqueduc de la Vanne est croissante entre 0 et 20 % puis décroissante lorsque la proportion d'eau dépasse les 20 % (figure 21). L'association est très significative ($p=0,0001$). La suppression des valeurs extrêmes ne modifie pas la forme de la relation sur la partie 0-45 %. L'association demeure très significative ($p=0,0004$).

Figure 21 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction de la proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Vanne, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



La relation entre l'incidence des GEA et la proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie apparaît comme globalement linéaire et croissante (figure 22). L'association n'est pas significative ($p=0,08$). Le risque de GEA pour une augmentation de 10 % de la proportion d'eau de la Voulzie est de 1,073 IC_{95%} = [1,002 – 1,148] ($p=0,04$).

Figure 22 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction de la proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie, avec une latence de l'effet de 7-9 jours (2002-2007)



4.5 Modélisation multi-exposition

4.5.1 Construction du modèle multi-exposition

Les variables d'exposition incluses dans le modèle final ont été choisies sur la base des résultats obtenus à partir des modélisations mono-exposition.

La turbidité moyenne de l'eau chlorée (QxTuET) a été retenue dans le modèle final car cette variable a été considérée comme la plus représentative de la turbidité dans l'eau distribuée. Cette variable a été introduite sous forme de *spline*.

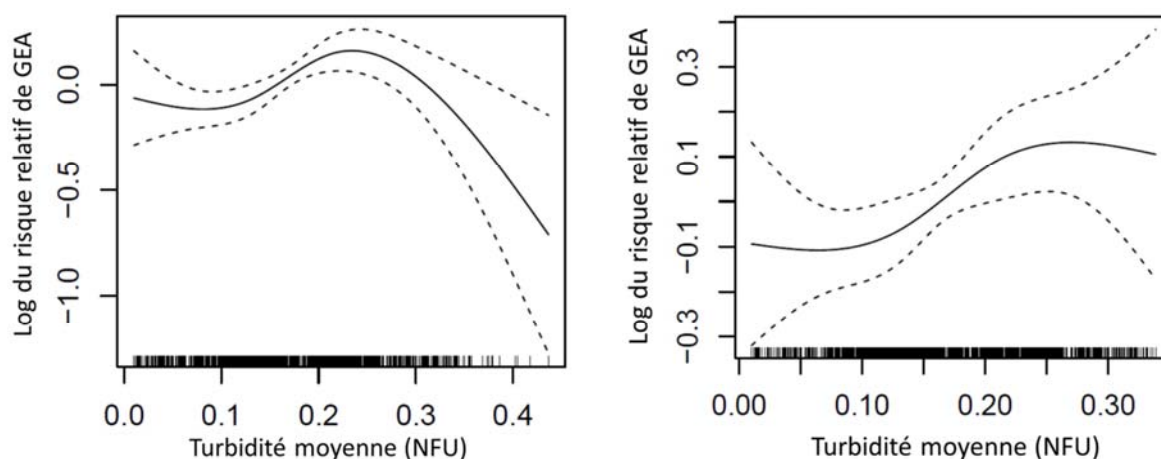
Conformément aux conclusions des précédents volets de l'étude Turbidité & Gastro-entérites (Nantes, Angoulême), le débit total produit et la température de l'air ont été inclus dans le modèle sous forme de *spline* également. La température de l'air a été fixée au *lag* 5.

La part de la ressource dans le débit a aussi été testée (3 variables, 2 degrés de liberté) La proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie (pQE3) a été retenue sous forme linéaire. La part de la Vannes présentait une relation peu plausible et la part du Loing n'était pas significative.

4.5.2 Modélisation chez les enfants

L'association entre l'incidence des GEA et la turbidité moyenne pondérée de l'eau chlorée est significative ($p=0,004$). La relation est de forme croissante entre 0,1 et 0,25 NFU (figure 23). L'exclusion des valeurs supérieures au percentile 98 montre une relation qui approche la linéarité. Le risque de GEA, calculée pour une augmentation de 0,1 NFU est estimé à 1,107 IC_{95%} = [1,011 – 1,214].

Figure 23 : Variation du risque de GEA (*log*) chez les 1-15 ans en fonction du niveau de turbidité moyenne pondérée de l'eau chlorée à Desquinemare, avec une latence de l'effet de 7-9 jours, modélisation multi-exposition (2002-2007)



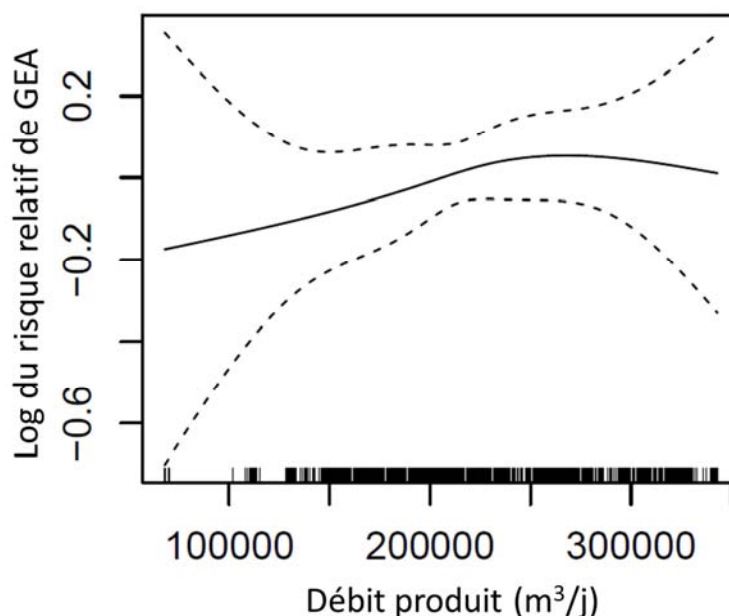
Avec l'ensemble des valeurs de turbidité

Avec les valeurs de turbidité limitées au p98

La relation entre le débit produit et l'incidence des GEA n'est pas modifiée dans le modèle multi-exposition par rapport au résultat obtenu en modélisation mono-exposition. Sa forme est linéaire

croissante (figure 24) mais l'association n'est pas significative ($p=0,5$). Une variation interquartile du débit produit, entre 186 000 et 263 000 m^3/j , correspond à un risque relatif de GEA de 1,048 $\text{IC}_{95\%} = [0,914 - 1,201]$.

Figure 24 : Variation du risque de GEA (log) chez les 1-15 ans en fonction du niveau de turbidité moyenne de l'eau chlorée à Desquinemare, avec une latence de l'effet de 7-9 jours, modélisation multi-exposition, (2002-2007)



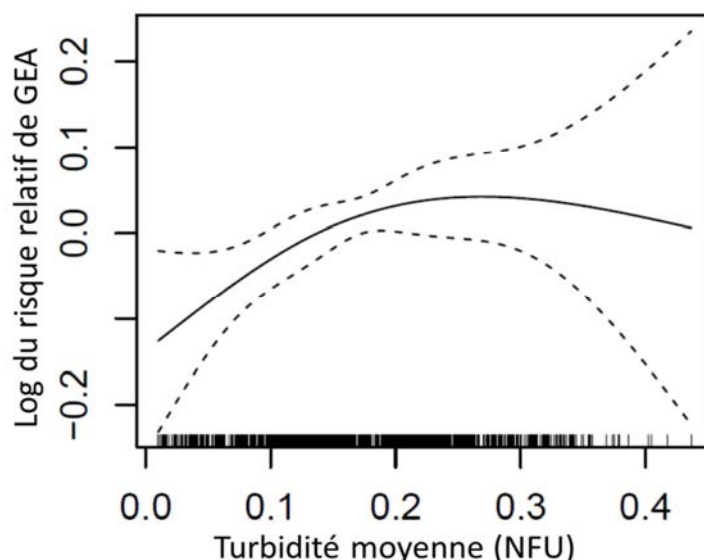
La variable pQE3, proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie, introduite sous forme linéaire, est associée significativement avec l'incidence des GEA ($p=0,04$). Le risque relatif correspondant à une augmentation de 10 % de la part d'eau en provenance de la Voulzie a été estimé à 1,079 $\text{IC}_{95\%} = [1,001 - 1,163]$.

4.5.3 Validation du modèle chez les adultes

Dans le but de valider les résultats obtenus chez les moins de 16 ans, les variables d'exposition retenues dans la construction du modèle ont été introduites dans un modèle basé sur les cas de GEA adultes. Le paramétrage du modèle « adultes » était le même que celui du modèle « enfants ».

L'association entre l'incidence des GEA et la turbidité moyenne de l'eau chlorée est significative ($p=0,049$). La forme de la relation est proche de celle observée chez les enfants avec une courbe linéaire croissante entre 0,1 et 0,2 NFU (figure 25). Le niveau de risque de GEA estimé pour une augmentation de 0,1 NFU est de 1,037, $\text{IC}_{95\%} = [0,998 - 1,077]$ ($p=0,06$).

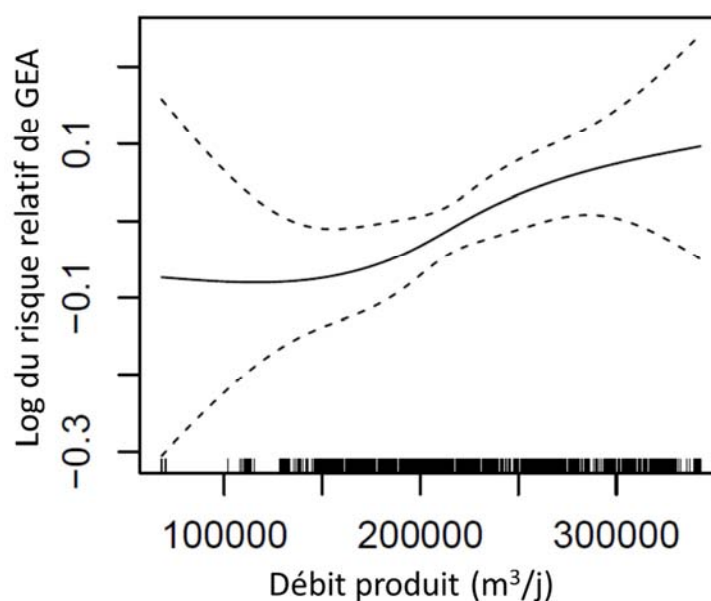
Figure 25 : Variation du risque de GEA (*log*) chez les 16 ans et plus en fonction du niveau de turbidité moyenne de l'eau chlorée à Desquinemare, avec une latence de l'effet de 7-9 jours, modélisation multi-exposition (2002-2007)



L'association entre le débit quotidien produit et l'incidence des GEA n'est pas significative ($p=0,1$). La forme de la relation est linéaire croissante est 150 000 et 300 000 m^3/j (figure 26). Le risque relatif de GEA correspondant à une augmentation interquartile de la production, entre 186 000 et 263 000 m^3/j , a pu être estimé à 1,095 $\text{IC}_{95\%} = [1,034 - 1,160]$ ($p=0,02$).

Contrairement à ce qui est observé chez les cas enfants, la proportion d'eau brute acheminée par l'aqueduc de la Voulzie n'est pas associée significativement au risque de GEA. Le risque relatif de GEA correspondant à une augmentation de 10 % de la part d'eau en provenance de la Voulzie a été estimé à 1,007 $\text{IC}_{95\%} = [0,973 - 1,041]$ ($p=0,7$).

Figure 26 : Variation du risque de GEA (*log*) chez les 16 ans et plus en fonction du débit d'eau chlorée à Desquinemare, avec une latence de l'effet de 7-9 jours, modélisation multi-exposition (2002-2007)



5. Discussion

Le volet Paris-Centre de l'étude Turbidité & Gastro-entérites est le quatrième de la série. La fiabilité des données sanitaires utilisées et des méthodes statistiques mises en œuvre a fait l'objet de discussion dans les précédents volets. Il n'apparaît pas utile de les répéter ici. La discussion ne portera donc que sur les risques de GEA portés par les différentes variables d'exposition étudiées (turbidité de l'eau chlorée, ressource utilisée et débit produit).

5.1 Risque lié à la turbidité de l'eau chlorée (distribuée)

La turbidité de l'eau chlorée (mise en distribution sans filtration) apparaît comme le meilleur prédicteur du risque de GEA d'origine hydrique sur la zone d'étude à condition qu'elle soit formulée sous la forme d'une moyenne pondérée des turbidités des eaux transportées par les deux aqueducs alimentant le réservoir de Paris-Montsouris. Cette variable, conformément aux attentes, traduit le mieux l'exposition de la population de la zone d'étude. La très forte significativité de l'association, sa forme croissante et sa stabilité sur la plage de turbidité comprise entre 0,1 et 0,2 NFU, zone la plus dense en mesure, sont des arguments qui vont dans le sens de l'existence d'une relation entre le risque de GEA et le niveau de turbidité de l'eau mise en distribution. De plus, la forme de la relation observée n'est pas modifiée lorsque d'autres variables d'exposition telles que le débit produit ou la proportion d'eau brute en provenance de l'aqueduc de la Voulzie sont ajoutées dans le modèle.

L'association observée chez les enfants est reproductible chez les adultes avec un niveau de risque plus faible de 3,7 % contre 10,7 %. Cet écart était également retrouvé sur le site de Nantes [8]. Pour une exposition similaire chez les adultes et les enfants, la probabilité de développer une GEA d'origine hydrique serait trois fois plus élevée chez les enfants. S'agissant d'excès de risque relatif, cette différence ne peut pas être attribuée à la sensibilité plus élevée des enfants aux GEA (taux d'incidence annuel des GEA médicalisées de 0,622 chez les 1-5 ans, de 0,410 chez les 6-15 ans et de 0,033 chez les 15-64 ans [14]). L'interprétation de cette différence reste un sujet ouvert : soit il existe une différence dans la consommation d'eau du robinet entre enfants et adultes, avec une moindre consommation chez les adultes, soit la sensibilité des enfants est spécifique des faibles doses, dont la contamination par voie hydrique fait partie.

Le site de Paris-Centre peut être comparé au site du Havre [7] en ce qui concerne le type de traitement mis en œuvre, sans étape de clarification. Le niveau de risque observé à Paris-Centre, d'environ 10 % pour une augmentation de turbidité de 0,1 NFU est du même ordre de grandeur que celui du Havre et tend ainsi à confirmer ces précédents résultats.

5.2 Risque lié à la ressource utilisée

L'effet propre de chaque ressource a été testé dans la mesure où leurs niveaux de contamination fécale sont différents (figure 5). Aucun effet particulier n'a été montré en considérant leurs turbidités. Il était également supposé qu'une augmentation des débits de la ressource la plus vulnérable (Vannes) puisse agir sur la hausse du niveau de risque de GEA. Les résultats obtenus ne sont pas ceux qui étaient attendus. Le risque de GEA n'évolue pas en fonction de l'utilisation des ressources les plus contaminées.

L'exploitant dispose de trois ressources différentes dont la capacité totale de production dépasse les besoins. Ces ressources diffèrent par leur vulnérabilité aux pollutions d'origine fécale. Par ailleurs, vu leur importante distance géographique, il est peu probable qu'elles soient impactées par une pollution de manière concomitante. L'exploitant peut ainsi privilégier les deux ressources les moins contaminées et recourir à la troisième seulement afin de faire l'appoint. Dans ce schéma de production, la répartition des ressources n'est pas laissée au hasard mais subit au contraire une rétro-action puissante en lien direct avec la qualité des ressources. La conséquence de cette stratégie est d'introduire un biais statistique qui biaise (en l'occurrence qui occulte) l'effet propre des débits des ressources.

5.3 Risque lié au débit

La forme de la relation entre le débit produit et l'incidence des GEA diverge des résultats obtenus dans les études précédentes [8,9]. Dans le cas présent, la relation entre le débit produit et l'incidence des GEA n'apparaît pas évidente chez les enfants et apparaît croissante chez les adultes, bien que non significative. À Nantes et Angoulême, les résultats étaient similaires chez les adultes (forme en « U ») et divergeaient chez les enfants (croissant à Nantes et en « U » à Angoulême).

Les divergences qui existent entre les résultats disponibles ne permettent pas de tirer une conclusion quant au rôle du débit produit sur l'incidence des GEA d'origine hydrique.

6. Conclusion

La mise en évidence d'une augmentation du risque de GEA liée à une hausse de la turbidité moyenne dans l'eau mise en distribution vient conforter les résultats précédemment acquis allant dans le même sens (Philadelphie [15], Vancouver [16], Le Havre [7], Nantes [8], Boston [14]). Le niveau de risque de GEA est comparable à la plupart de ceux déjà mis en évidence. La multiplication de ces résultats sur des sites dont les caractéristiques diffèrent, tant sur le type de ressource utilisée que sur le type de traitement mis en œuvre, plaide en faveur de l'utilisation de la turbidité en tant que *proxy* d'exposition du risque de GEA d'origine hydrique.

L'association trouvée reste très dépendante de la bonne qualité du *proxy* utilisé et particulièrement de sa représentativité vis-à-vis de l'exposition de la population étudiée. Dans le cas présent, l'association avec l'incidence des GEA apparaît pour la turbidité du mélange d'eaux chlorées mais pas pour la turbidité de chacune des trois ressources.

Depuis la fin de la période de collecte des données utiles à cette étude (décembre 2007), les filières de traitement ont été modifiées par l'ajout de systèmes d'ultrafiltration, dont l'abattement est de l'ordre de 3 à 4 *log* sur les oocystes de *Cryptosporidium* en situation d'exploitation [17]. Cette nouvelle filière permet donc d'abattre les micro-organismes présents dans l'eau et réduit les niveaux de risque présentés dans ce rapport.

Références bibliographiques

- [1] Van Cauteren D, de Valk H, Vaux S, Le Strat Y, Vaillant V. Burden of acute gastroenteritis and healthcare-seeking behaviour in France: a population-based study. *Epidemiol Infect* 2012;140(4):697-705.
- [2] Beaudeau P, Bounoure F, Genet M. Estimation de l'incidence des gastro-entérites aiguës à partir des bases de données de l'Assurance maladie [A method for assessing acute gastro-enteritis incidence from French health insurance databases]. *Pratiques et Organisation des Soins* 2006;37(4):313-23.
- [3] Bounoure F, Beaudeau P., Mouly D, Skiba M, Lahiani-Skiba M. Syndromic Surveillance of Acute Gastro-Enteritis Based on Drug Consumption, France. *Epidemiol Infect* 2010;
- [4] Zmirou D, Ferley JP, Collin JF, Charrel M, Berlin J. A follow-up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriologically substandard drinking water. *Am J Public Health* 1987;77(5):582-4.
- [5] Payment P, Siemiatycki J, Richardson L, Renaud G, Franco E, Prevost M. A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research* 1997;7:5-31.
- [6] Sinclair MI, Fairley CK. Drinking water and endemic gastrointestinal illness. *J Epidemiol Community Health* 2000;54(10):728.
- [7] Beaudeau P, Le tertre A, Zeghnoun A. Qualité de l'eau distribuée en Ville Basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastroentérites, 1997-2000: une étude écologique temporelle. Saint-Maurice, France : Institut de veille sanitaire ; 2010. 42 p.
- [8] Beaudeau P, Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M. Qualité de l'eau distribuée à Nantes et incidence des gastro-entérites aiguës. Saint-Maurice, France : Institut de veille sanitaire ; 2012. 47 p.
- [9] Beaudeau P, Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M. Qualité de l'eau distribuée à Angoulême et incidence des gastro-entérites aiguës, 2007-2007. Saint-Maurice, France : Institut de veille sanitaire ; 2013. 36 p.
- [10] Welte B, Montiel A. Etude comparative de mesure de la turbidité sur différentes eaux. 2000.
- [11] Bounoure F, Beaudeau P, Genet M. La surveillance des gastro-entérites aiguës grâce à l'utilisation des données de l'Assurance Maladie, le Havre, France, 1999-2000.
- [12] Eilstein D, Larrieu S, Wagner V, Zeghnoun A. Association entre l'exposition à la pollution atmosphérique et la santé : utilisation des séries chronologiques. *J Soc Fra Stat* 2009;150(1)
- [13] Haas CN, Rose JB, Gerba CP. Quantitative microbial risk assessment. New York : John Wiley & Sons; 1999. 449 p.

- [14] Beaudreau P. Surveillance syndromique des gastroentérites aiguës : une opportunité pour la prévention du risque infectieux attribuable à l'ingestion d'eau du robinet. Thèse de Doctorat. Université de Rennes 1; 2012. 239 p.
- [15] Schwartz J, Levin R, Hodge K. Drinking water turbidity and pediatric hospital use for gastrointestinal illness in Philadelphia. *Epidemiology* 1997;8(6):615-20.
- [16] Aramini J, McLean M, Wilson J, Holt J, Copes R, Allen B, *et al.* Drinking water quality and health-care utilization for gastrointestinal illness in greater Vancouver. *Can Commun Dis Rep* 2000;26(24):211-4.
- [17] Smeets P, Hijnen WA, Stenström TA. Efficacy of water treatment processes. In: Hijnen WA, Medema G, Smeets P, Vreeburg J, Wols B, (dir.). *Kwr Drinking Water Treatment Set*. 5 éd. International Water Association; 2011.

Annexe - script R et paramètres du modèle multi-exposition utilisé chez les cas de GEA enfants

```
mod.fit=gam(spe114~s(trend,k=100,bs="cr",fx=FALSE)+dowf+j.feries+ete+fevrie
r+noel+paques+toussaint+s(t.a.moy79,bs="cr",fx=TRUE,k=4)+QxTuET.moymoy79+QS
79+pQE3moy79,family=quasipoisson,data=ParisCentre,na.action=na.omit,sp=120,
subset=trend>31& QxTuET.moymoy79<quantile(QxTuET.moymoy79,0.98,na.rm=TRUE))
```

Family: quasipoisson

Link function: log

Formula:

```
spe114 ~ s(trend, k = 100, bs = "cr", fx = FALSE) + dowf + j.feries + ete +
fevrier + noel + paques + toussaint + s(t.a.moy79, bs = "cr", fx = TRUE, k
= 4) + QxTuET.moymoy79 + QS79 + pQE3moy79
```

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	-6.554e-01	2.206e-01	-2.970	0.003021	**
dowfjeudi	1.082e+00	9.970e-02	10.854	< 2e-16	***
dowflundi	1.301e+00	9.724e-02	13.382	< 2e-16	***
dowfmardi	1.109e+00	9.980e-02	11.113	< 2e-16	***
dowfmercredi	9.429e-01	1.019e-01	9.254	< 2e-16	***
dowfsamedi	4.711e-01	1.082e-01	4.354	1.43e-05	***
dowfvendredi	1.026e+00	9.945e-02	10.318	< 2e-16	***
j.feries1	-1.330e+00	2.505e-01	-5.310	1.26e-07	***
ete1	-5.734e-01	1.198e-01	-4.785	1.88e-06	***
fevrier1	-4.082e-01	1.233e-01	-3.312	0.000949	***
noel1	-2.702e-01	1.459e-01	-1.852	0.064248	.
paques1	-4.690e-01	1.314e-01	-3.568	0.000370	***
toussaint1	-9.450e-01	2.102e-01	-4.495	7.49e-06	***
QxTuET.moymoy79	1.020e+00	4.672e-01	2.184	0.029124	*
QS79	6.070e-07	9.065e-07	0.670	0.503241	
pQE3moy79	7.599e-01	3.845e-01	1.976	0.048303	*

Signif. codes: '***' < 0.001

'**' < 0.01

'*' < 0.05

'.' < 0.1

' ' < 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value	
s(trend)	29.86	37.15	4.502	<2e-16	***
s(t.a.moy79)	3.00	3.00	1.499	0.213	

R-sq.(adj) = 0.438

Deviance explained = 41.4%

GCV score = 1.2573

Scale est. = 1.2185

n = 1584

Qualité de l'eau distribuée à Paris-Centre et incidence des gastro-entérites aiguës 2002-2007

L'étude turbidité et gastro-entérites vise à établir et caractériser le lien entre le niveau de turbidité d'une eau distribuée et le nombre de cas de gastro-entérites aiguës (GEA) observés sur la zone desservie. Ce volet de l'étude concerne six arrondissements parisiens (I^{er} à V^e et VII^e), alimentés par un mélange d'eau provenant du sud de l'Ile-de-France. La très bonne qualité de l'eau autorisait l'exploitant à ne procéder qu'à une simple désinfection par chloration.

L'incidence des GEA était obtenue à partir des données de l'Assurance maladie entre 2002 et 2007. La méthode a consisté à régresser, par un modèle additif généralisé, l'incidence des GEA sur les niveaux quotidiens de turbidité de l'eau distribuée. Dans une seconde étape, plusieurs paramètres d'exploitation de l'usine ou facteurs météorologiques ont été testés comme facteurs de risque des GEA.

Les résultats montrent qu'une dégradation de la turbidité de l'eau distribuée, entre 0,1 et 0,2 NFU, est liée à une augmentation de 10,7 % du risque de GEA chez les enfants de moins de 16 ans et de 3,7 % chez les adultes. La variable exprimant le niveau de turbidité de l'eau mise en distribution apparaît comme étant le meilleur prédicteur du risque de GEA.

Ni la composition du mélange des eaux utilisées, ni le débit total produit n'ont d'influence significative sur le risque de GEA.

Mots clés : eau, turbidité, gastro-entérites, Assurance maladie, séries temporelles, Paris

Quality of water distributed in Paris (France) and incidence of acute gastroenteritis 2002-2007

The turbidity and gastroenteritis study aims to establish and characterize the link between produced water turbidity and the incidence of acute gastroenteritis (AGE) in many French areas. This part of the report concern six districts of Paris supplied with a mix of waters coming from the south of Ile-de-France. The good water quality allowed the supplier to simply disinfect it by chlorination.

The incidence of AGE was obtained from the 2002-2007 French national health insurance data. In a first step, the method, based on a generalized additive model, consisted in regressing the daily incidence of AGE on the daily levels of produced water turbidity. In a second step, several operating conditions or meteorological parameters of the plant were tested as risk factors for AGE.

The results shows that a slight turbidity degradation, from 0,1 to 0,2 NFU, is connected to a 10,7% and a 3,7% increase in the risk of AGE respectively for children (under 16) or adults. Turbidity of distributed water appears to be the best predictor of the risk of AGE.

The water mix's composition or the daily quantity produced has no significant impact on the endemic level of AGE.

Citation suggérée :

Rambaud L, Zeghnoun A, Corso M, Beaudeau P. Qualité de l'eau distribuée à Paris-Centre et incidence des gastro-entérites aiguës. 2002-2007. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2013. 43 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>