

Pollution des captages d'eau brute des Pays de Loire par les matières organiques. Variabilité spatiale, tendances évolutives, causes possibles et recommandations, comparaison avec la Bretagne

Anne Monchy, Gérard Gruau

▶ **To cite this version:**

Anne Monchy, Gérard Gruau. Pollution des captages d'eau brute des Pays de Loire par les matières organiques. Variabilité spatiale, tendances évolutives, causes possibles et recommandations, comparaison avec la Bretagne. 2010, 68 p. insu-00578109

HAL Id: insu-00578109
https://insu.hal.science/insu-00578109

Submitted on 18 Mar 2011

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Anne MONCHY
Gérard GRUAU

Groupe d'Etude sur la **Pollution des Eaux par les Matières Organiques**

Pollution des Captages Superficiels d'Eau Brute des Pays de Loire par les Matières Organiques





Variabilité Spatiale
Tendances Evolutives
Causes Possibles et Recommandations
Comparaison avec le Cas de la Bretagne

2010

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
PREFECTURE DE LA REGION PAYS DE LOIRE

Centre Armoricain de Recherches en Environnement

Pollution des Captages Superficiels d'Eau Brute des Pays de Loire par les Matières Organiques

Variabilité Spatiale
Tendances Evolutives
Causes Possibles et Recommandations
Comparaison avec le Cas de la Bretagne

Rapport final remis à l'Agence Régional de Santé des Pays de Loire en mai 2010

Anne Monchy, Gérard Gruau

Centre Armoricain de Recherches en Environnement, CNRS, UMR 6118 Géosciences
Rennes, Université de Rennes 1,
Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex

Contact/infos: gruau@univ-rennes1.fr – 02.23.23.60.86

Document téléchargeable à l'adresse internet :
http://www.bretagne-environnement.org/membres/matiere-organique/

Avant Propos

Le rapport ci-après présente les résultats d'une étude visant à analyser la pollution des captages d'eau brute superficielle en retenue et en rivière des Pays de Loire par les matières organiques. Cette étude, effectuée par le CNRS dans le cadre du Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques (GEPMO) mis en place en Bretagne à l'initiative de la DRASS Bretagne et de la Mission Bretagne Eau Pure, prolonge les travaux réalisés depuis 2003 sur la pollution les captages d'eau brute superficielle de Bretagne par les matières organiques, travaux dont les résultats sont utilisés comme base de comparaison. Cette étude s'inscrit dans la continuation des efforts déployés par le GEPMO afin de mieux comprendre les causes de la pollution des eaux continentales par les matières organiques et de dégager, si possible, des mesures curatives afin d'enrayer cette pollution. Le lecteur intéressé par un exposé détaillé des résultats issus des précédentes études est renvoyé aux différents rapports produits depuis 2003 par le GEPMO (*Novince et al., 2004; Gruau et al., 2004a et b; Jardé et al., 2004; Gruau et al., 2005; Angée et al., 2006; Jardé et al.,2007, Jaffrezic et al., 2008, Monchy et al., 2008; Gaury et al., 2008, Petitjean et al., 2009*).

Le rapport présenté comporte quatre grandes parties. La première rappelle le contexte et détaille les objectifs de l'étude. Sont en particulier rappelés dans cette partie a) les nuisances engendrées par la présence en grande quantité de matière organique dans les eaux brutes destinées à la production d'eau potable; b) les socles réglementaires actuels, français et européens, fixant les limites de qualités des eaux brutes du point de vue des matières organiques; c) les principaux résultats acquis suite aux études conduites sur les captages superficiels d'eau brute de Bretagne (niveau et variabilité spatiale de la pollution; tendances temporelles; causes possibles).

La deuxième partie présente les données issues du contrôle sanitaire utilisées pour analyser le cas des captages superficiels d'eau brute des Pays de Loire, et détaille la méthode suivie pour conduire l'analyse. La troisième partie présente les tableaux de bord actuels et passés de la pollution des captages superficiels d'eau brute des Pays de Loire tels que l'on peut les établir à partir des données analysées. Enfin, la quatrième partie discute la signification de ces tableaux de bord, en relation avec le cas de la Bretagne, et s'interroge sur les causes et l'évolution future de la pollution.

La synthèse présentée dans ce rapport a été réalisée avec le concours financier du programme PSDR "Climaster".

Résumé

Dans cette étude, les dosages d'oxydabilité et de COT (Carbone Organique Total) effectués dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux brutes destinées à la production d'eau potable ont été utilisés pour analyser la pollution des captages superficiels d'eau brute des Pays de Loire par les matières organiques (MO). L'objectif de l'étude est triple: 1) déterminer la variabilité spatiale actuelle de la pollution en distinguant les captages en retenue et les captages en rivière; 2) déterminer l'évolution dans le temps de la pollution pour ceux des captages disposant d'un nombre suffisant de données; 3) évaluer les causes possibles de la pollution en relation avec les connaissances acquises dans le cas des captages superficiels d'eau brute de Bretagne et prédire, si possible, son évolution future.

L'image principale qui ressort de l'analyse des données MO acquise sur les captages des Pays de Loire est celle d'une situation très comparable à celle de la Bretagne avec 1) la même forte dégradation de la qualité organique actuelle des captages (56% des captages en retenue et 30% des captages en rivière des Pays de Loire étaient non-conformes sur le paramètre MO en 2007-2008); 2) la même forte variabilité spatiale de l'intensité actuelle de la pollution, même si un semblant d'organisation semble exister au niveau des Pays de Loire avec une concentration des captages les moins pollués sur la frange est-sud-est de la région; et 3) la même coexistence au sein des deux régions de captages montrant des tendances temporelles à la hausse, stable et à la baisse du point de vue de leur pollution par les MO. Ce dernier résultat est extrêmement important dans la mesure où il confirme que le problème de la pollution des eaux brutes superficielles par les MO ne se résume pas à comprendre et expliquer pourquoi certaines masses d'eau ont vu leur teneur en MO augmenter ces dernières années, mais bel et bien à expliquer pourquoi des masses d'eau pourtant situées dans le même contexte pédoclimatique et anthropique (intensification agricole notamment), ont connu dans le passé récent des évolutions divergentes du point de vue de leur teneur en MO.

Du point de vue des causes, l'examen des relations entre l'intensité de la pollution et la nature du substrat géologique montre que ce dernier pourrait être un facteur de causalité dans le cas des Pays de Loire, mais que cette hypothèse demande à être évaluer dans le détail dans la mesure où elle ne s'applique pas au cas de la Bretagne. L'analyse typologique des retenues des Pays de Loire révèle, quant à elle, une superposition des sources autochtones et allochtones de MO dans une majorité de retenues, suggérant que des mesures de lutte contre l'eutrophisation pourraient être de nature à diminuer l'intensité de la pollution. L'analyse des captages en rivière montrent, en ce qui la concerne, le peu de poids des rejets urbains et industriels sur la pollution. La source de la MO est très clairement le sol des bassins versants, confirmant en cela les résultats apportés par les études conduites en Bretagne.

En conclusion, les résultats obtenus suite à cette étude permettent de dresser un état des lieux de la pollution actuelle et passée des eaux brutes superficielles des Pays de Loire par les MO. La similitude de ce tableau de bord avec celui réalisé en Bretagne permet de renvoyer aux nombreuses études réalisées dans cette région par le Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques (GEPMO), études qui ont analysé dans le détail les causes de cette pollution et les mesures à mettre en œuvre pour en diminuer l'intensité. Dans le cas des Pays de Loire, nous ne disposons pas des bases de données nécessaires pour analyser avec précision le rôle du milieu physique, du climat et des activités humaines (agricoles notamment) sur la pollution. Ce manque et l'inadaptation des fréquences de mesure à la réalité de la pollution (forte variabilité temporelle des teneurs en MO, notamment dans les rivières) constituent des handicaps importants. Mettre en place des politiques de surveillance et de reconquête de la qualité des eaux vis-à-vis d'un polluant, où anticiper sur d'éventuelles dégradations à venir requiert l'existence d'un réseau de mesures intégrant le suivi du polluant considéré, aux fréquences adaptées. De ce point de vue, il est clair que le faible nombre de données MO disponibles sur l'ensemble des captages des Pays de Loire ne permet pas de répondre aux enjeux et à la complexité du problème posé. Remédier à cette situation passe forcément par la création de réseau minimal de points de suivis haute-fréquences de la teneur en MO des eaux superficielles de cette région.

Nota: ce rapport contient également une évaluation de l'impact du changement d'indicateur réglementaire MO (passage de l'oxydabilité au $KMnO_4$ au COT en 2007) sur la mesure de la pollution.

Cette étude s'inscrit dans la nécessité actuelle de comprendre l'origine et l'évolution de la pollution organique des eaux brutes destinées à la fabrication d'eau potable, eu égard aux problèmes sanitaires et de traitement que posent cette pollution.

Liste des sigles et abréviations

AHA: Acide Haloacétique
BV: Bassin Versant
CO: Carbone Organique
COD: Carbone Organique Dissous
COP: Carbone Organique Particulaire
COT: Carbone Organique Total
MO: Matière Organique
THM: Trihalométhane
UV : Ultra Violet
ZHP : Zone Humide Potentielle

Table des matières

Avant Propos **3**

Résumé **4**

1. Contexte et objectifs de l'étude **9**
1.1. Nuisances engendrées par les matières organiques 10
1.2. Rappels concernant les réglementations françaises et européennes 12
1.3. Rappel des principaux résultats obtenus suite à l'analyse de la situation des captages de Bretagne 13
1.3.1. Intensité de la pollution 13
1.3.2. Variabilité spatiale et temporelle 14
1.3.3. Tendances long-termes 16
1.3.4. Nature de la MO polluante 18
1.3.5. Causes possibles 18
1.3.6. Synthèse 22
1.4. Objectifs techniques de l'étude 22

2. Matériels et méthodes **24**
2.1. Base de données 25
2.2. Traitement des données 27
2.2.1. Conversion en concentrations d'oxydabilité en concentrations de COT 27
2.2.2. Analyse de la pollution actuelle et de sa variabilité temporelle 27
2.2.3. Analyse des tendances évolutives 27
2.3. Incertitudes 29

3. Tableaux de bord de la pollution en comparaison avec le cas de la Bretagne **33**
3.1. Prises d'eau en retenue 34
3.1.1. Variabilité spatiale de la pollution 34
3.1.2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution 37
3.2. Prises d'eau en rivière 41
3.2.1. Variabilité spatiale de la pollution 41
3.2.2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution 45
3.3. Variabilité du rapport oxydabilité/COT 49

4. Discussion **51**
4.1. A propos des caractéristiques de la pollution 52
4.2. A propos de l'origine de la pollution 55
4.3. A propos de l'évolution de la réglementation 58
4.4. Cas particuliers rencontrés dans les Pays de Loire 61

5. Conclusion **63**

6. Bibliographie **65**

Tableaux et Figures

Tableau 1. Fréquence et longueur des séries DDASS dans le cas des captages en retenue…… 25

Tableau 2. Fréquence et longueur des séries DDASS dans le cas des captages en retenue……..... 26

Tableau 3. Valeurs du rapport oxydabilité/COT calculées pour les prises d'eau en rivière et en retenue des Pays de Loire.…….. 50

Tableau 4. Typologie fonctionnelle des retenues des Pays de Loire du point de vue de la MO. ……..…. 56

Figure 1. Schéma résumant les nombreux sous-produits toxiques susceptibles d'être générés lors de la désinfection chimique d'eaux riches en MO ……..…. 11

Figure 2. Evolution du taux de non-conformité des captages d'eau brute superficielle de Bretagne sur la période 1997-2008…….. 13

Figure 3. Illustration de la très forte variabilité spatiale de la pollution des captages d'eau superficielle de Bretagne par les MO……..…14

Figure 4. Diagrammes illustrant la forte variabilité temporelle de la teneur en MO des rivières de Bretagne ……..…15

Figure 5. Variabilité temporelle de la teneur en MO dans la retenue de Rophemel pendant l'année hydrologique 2007-2008. ……..16

Figure 6. Diagramme illustrant l'existence de tendances évolutives divergentes de la teneur en MO des eaux superficielles de Bretagne……..…17

Figure 7. Evolution comparée des concentrations moyennes en COD dans les rivières et lacs d'Europe du Nord et d'Amérique du Nord pour la période 1995-2000……...19

Figure 8. Typologie des retenues de Bretagne établie sur la base des relations entre teneur en MO et teneur en nitrate……...21

Figure 9. Figure illustrant les deux méthodes utilisées dans cette étude pour calculer la valeur du rapport Oxydabilité/COT…… 28

Figure 10. Tableau et figure comparant les concentrations moyennes annuelles en MO calculées pour 4 prises d'eau de Bretagne disposant d'un double suivi, haute fréquence (HF) et basse fréquence (BF). ……... 29

Figure 11. Figure montrant l'accroissement du nombre de dépassements de la limite réglementaire MO avec l'augmentation de la fréquence de mesure de la concentration en MO. …….. 29

Figure 12. Evolution de l'incertitude sur la concentration moyenne annuelle en MO en fonction de la fréquence de mesure dans le cas des captages en rivière..……..30

Figure 13. Histogrammes comparant la distribution des concentrations moyennes en COT dans les retenues des Pays de Loire et de Bretagne en 2007-2008.. …….. 35

Figure 14. Distribution spatiale de la pollution des prises d'eau en retenue des Pays de Loire par les MO telle qu'établie à partir des concentrations en COT mesurées en 2007et 2008. …… 36

Figure 15. Histogramme illustrant la fréquence des dépassements de la limite réglementaire MO enregistrée en 2007-2008 dans les retenues des Pays de Loire. …….. 37

Figure 16. Histogrammes comparant la distribution des pentes des trajectoires long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT enregistrées pour les retenues des Pays de Loire et de Bretagne…. 38

Figure 17. Exemples de tendances long-termes à la hausse. 39

Figure 18. Exemples de tendances long-termes à la baisse 40

Figure 19. Exemples de tendances long-termes stables 41

Figure 20. Histogrammes comparant la distribution des concentrations moyennes en COT dans les rivières des Pays de Loire et de Bretagne en 2007-2008..... 42

Figure 21. Histogrammes de la fréquence de dépassement de la limite réglementaire MO au droit des captages en rivière de s Pays de Loire au cours la période 2007-2008..... 43

Figure 22. Distribution spatiale de la pollution par les MO des prises d'eau en rivière des Pays de Loire 44

Figure 23. Histogrammes comparant la distribution des pentes des trajec toires long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT enregistrées pour les rivières des Pays de Loire et de Bretagne 46

Figure 24. Tendances long-termes décrites par les rivières des Pays de Loire disposant d'une relative haute-fréquence de mesures..... 47

Figure 25 : Exemples de tendances long-termes décrites par les rivières des Pays de Loire ne disposant pas d'une haute fréquence de suivi 48

Figure 26. Diagramme montrant l'existence d'une corrélation positive linéaire entre l'absorbance spécifique UV à 254 nm et le rapport oxydabilité/COD pour les eaux brutes de Bretagne..... 49

Figure 27. Figure illustrant la coexistence de trajectoires long-terme divergentes de la concentration moyenne en COT au sein des prises d'eau en retenue des Pays de Loire..... 52

Figure 28. Répartitions des prises d'eau de Bretagne et des Pays de Loire par type de tendance évolutive 53

Figure 29. Identification des retenues des Pays de Loire présentant un risque MO. 54

Figure 30 : Figure illustrant l'absence de tendance nette à l'augmentation vers l'aval des concentrations moyennes annuelles mesurées au droit des prises d'eau installées sur la rivière Mayenne. 55

Figure 31. Distribution fonctionnelle comparative des retenues de Bretagne et des pays de Loire 57

Figure 32. Carte comparant le niveau actuel de pollution par les MO des captages des Pays de Loire et la nature du substrat géologique sur lequel ils sont positionnés..... 59

Figure 33. Séries temporelles montrant l'évolution forte des concentrations en MO enregistrées par la Colmont et la Mayenne à la fin des années 1980, début des années 1990 61

Figure 34. Série temporelle montrant l'évolution forte des concentrations en MO enregistrée dans l'Erdre au début des années 2000..... 62

Chapitre 1

Contexte et objectifs de l'étude

1.1. Rappels concernant les nuisances engendrées par la présence de matières organiques dans les eaux les eaux brutes destinées à la fabrication d'eau potable

En préambule, on rappellera ici les principales raisons qui ont conduit l'Etat français à édicter une référence et une limite de qualité concernant la présence de matières organiques (MO) dans les eaux brutes destinées à la fabrication d'eau potable et dans les eaux distribuées:

1) modification du transfert de micro-polluants: les MO peuvent absorber d'autres molécules organiques comme les pesticides et inhiber leur dégradation. Elles peuvent également former des complexes solubles ou insolubles avec certains éléments métalliques;
2) les MO peuvent être associées à la présence d'espèces planctoniques dont certaines produisent des toxines;
3) la présence de fortes teneurs en MO demande l'installation de dispositifs de traitement plus complexes et donc plus coûteux en structures et en réactifs, et génèrent d'importantes quantités de boues;
4) modification des cinétiques de désinfection des eaux par le chlore;
5) lors des traitements chimiques de désinfection (chloration, ozonation, traitement UV,…) la présence de MO pont conduire à la formation de sous-produits dont certains sont toxiques pour l'homme (Trihalométhanes (THM), Bromates, Chlorite,…; voir *Gruau, 2004*, et références citées; voir aussi *Vandentorren et al., 2004;* **figure 1**); les MO sont également facteurs de consommation de désinfectants.
6) les MO sont souvent à l'origine de colorations et/ou de mauvais goûts rebutants pour le consommateur l'amenant à consommer d'autres boissons (eaux minérales, boissons sucrées ou alcoolisées, …);
7) les MO servent de nutriment ou de support aux microorganismes présents dans les réseaux de distribution.

Parmi toutes ces nuisances, il est clair que celle liée à la formation de THM et d'AHA pendant le traitement est la plus problématique dans la mesure où ces composés sont toxiques pour l'homme. Comme l'a rappelé la synthèse bibliographique effectuée par le CNRS (voir *Gruau, 2004*), les études toxicologiques effectuées chez l'animal montrent que l'exposition aux THM et AHA augmente le risque survenance de tumeurs du foie, du rein, du côlon et du rectum, et peut s'avérer toxique pour le fœtus. Les données épidémiologiques disponibles chez l'homme montrent un risque d'apparition de cancers de la vessie ainsi que d'une diminution du poids fœtal chez les populations exposées.

En résumé, outre l'impact environnemental, la MO pose un réel problème de santé publique justifiant les dispositions réglementaires prises par l'Etat et, au-delà, les mesures que doivent mettre en œuvre les producteurs d'eau, mais aussi en amont les gestionnaires des territoires, pour limiter au maximum la pollution par la MO des eaux brutes destinées à l'alimentation humaine.

1.2. Rappels concernant le contexte réglementaire français et européens

Au plan français, le code de la santé publique, par ses articles R1321-2, R1321-3, R1321-7 et R1321-38, impose le respect de limites et références de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine. Les

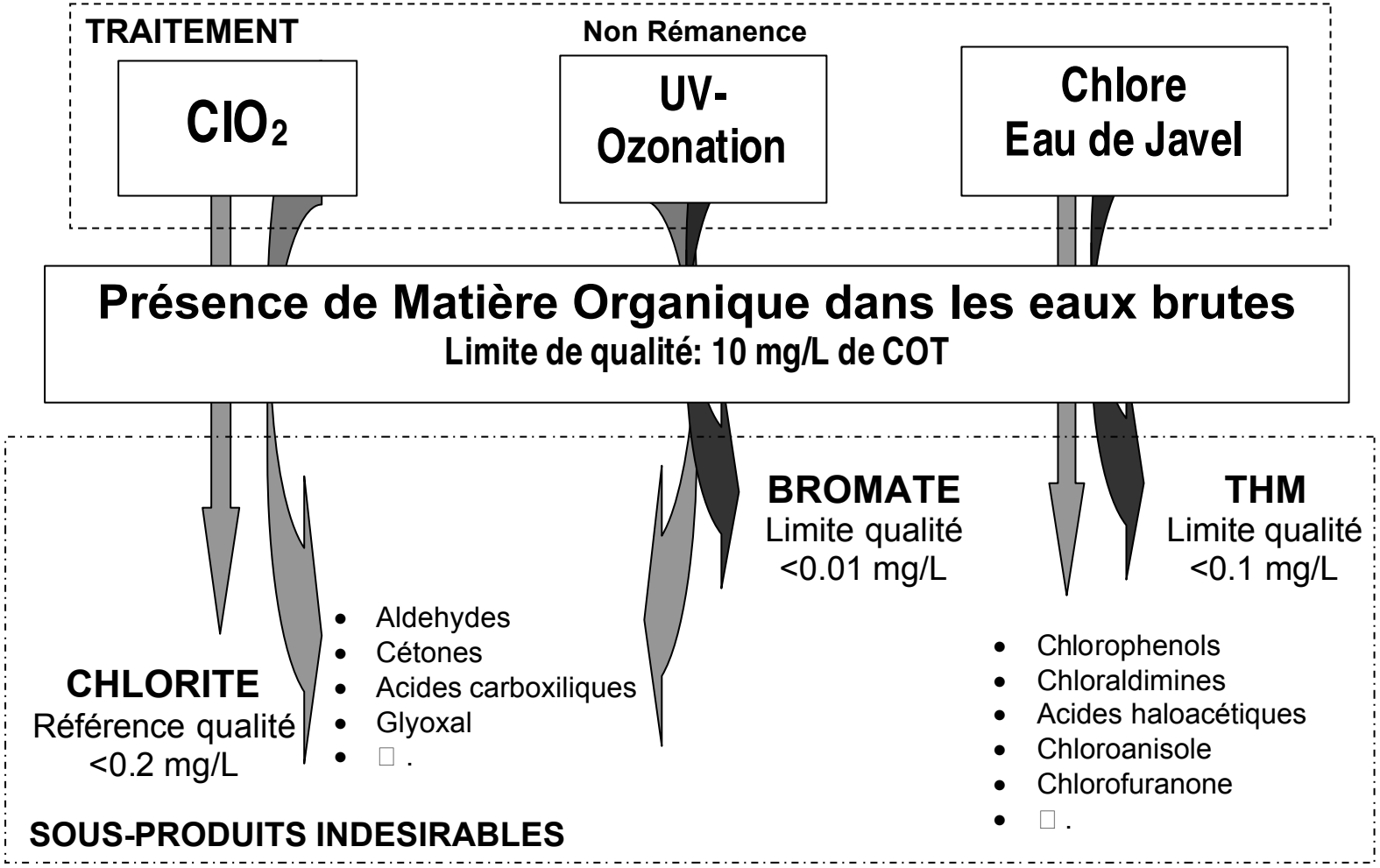


Figure 1 : Schéma résumant les nombreux sous-produits toxiques susceptibles d'être générés lors de la désinfection chimique d'eaux riches en MO. Seuls les traitements physiques de type membranaire, par ailleurs très couteux, peuvent palier ce problème.

valeurs réglementaires s'appliquant aux eaux brutes sont définies par l'arrêté du 11 janvier 2007 paru au journal officiel du 6 février 2007. La circulaire DGS/SD7A n° 2007-39 du 23 janvier 2007 détaille les modalités de mise en œuvre de cette réglementation.

Ces textes ont introduit quelques évolutions notamment pour les MO. En effet, l'indicateur en vigueur jusqu'en 2006 sur les eaux brutes était l'oxydabilité (en mg d'O_2 consommé par litre d'eau) au permanganate de potassium ($KMnO_4$) à chaud en milieu acide. Celui-ci est remplacé depuis janvier 2007 par le Carbone Organique Total ou COT, exprimé en mg/L. La limite de qualité reste, elle, inchangée, égale à 10 mg/l. Ce maintient est justifié dans la circulaire du 23 janvier 2007 en référence à la limite de qualité pour les eaux distribuées (2 mg/l de COT) et au taux d'abattement de 70 à 80 % des MO dans une filière de traitement adaptée de type A3 (traitement physique et chimique poussé, affinage et désinfection). Pour les eaux distribuées la réglementation ne change pas. L'indicateur qui était déjà le COT le reste comme la référence de qualité à 2 mg/l, accompagnée d'une exigence d'absence de tout changement anormal de la concentration.

A cette réglementation sur les MO, il convient d'adjoindre celle portant sur les sous-produits résultant de l'interaction des MO et du chlore lors du traitement. En France, seuls les trihalométhanes (THM) sont actuellement concernés par la réglementation. La limite de qualité des eaux distribuées relative à la somme des THM a été abaissée à 100 µg/l depuis le 25 décembre 2008. La teneur en THM est directement la résultante de la quantité résiduelle de MO présente dans les eaux avant chloration, laquelle dépend directement, à filière de traitement identique, de la concentration en MO des eaux brutes.

Au plan européen, le texte servant de base au contrôle de la qualité des eaux brutes destinées à la consommation humaine est la directive 75/440/CEE. Ce texte doit être mis à jour par une directive fille de la directive 2000/60/DCE, dite directive cadre sur l'eau (DCE), pour une mise en application à l'horizon 2014. La DCE sert désormais de socle commun à toute la réglementation européenne dans le domaine de l'eau et introduit la notion de "bon état écologique" des eaux. Pour l'état chimique participant au bon état écologique requis, les limites et les paramètres utilisés pour apprécier les concentrations des substances concernées sont définis dans la circulaire DCE N° 2005-12 du 28 juillet 2005. Pour les MO, l'indicateur utilisé est le Carbone Organique Dissous (COD). La limite de concentration est fixée dans le cas général à 7 mg/l de COD. La notion de masses d'eau "naturellement riches en MO" est introduite pour lesquelles le seuil maximal autorisé est porté à 9 mg/l de COD.

A propos du changement d'indicateur réglementaire

Les études effectuées en Bretagne sur les prises d'eau disposant de la double mesure oxydabilité et COT ont montré que le rapport oxydabilité/COT variait d'une prise d'eau à une autre et était généralement plus élevé pour les prises d'eau en rivière (1.28 en moyenne sur 18 rivières) que pour les prises d'eau en retenue (1.05 en moyenne sur 16 retenues). Cette différence est interprétée comme due à une différence de composition de la MO, hypothèse justifiée par l'existence d'une corrélation entre le rapport oxydabilité/COT et l'absorbance UV spécifique à 254 nm des eaux de surface de Bretagne. De fait, l'absorbance UV spécifique à 254 nm, paramètre qui mesure le taux d'aromaticité de la MO peut être assimilée à un indicateur de variabilité de la composition chimique de la MO. Une conséquence importante de cette variabilité est que le changement d'indicateur aurait du s'accompagner d'une diminution de la limite réglementaire, pour éviter que ce changement ne s'accompagne d'une amélioration artificielle

de la qualité organique des eaux (voir *Gruau et al., 2009*). Une autre conséquence importante de cette variabilité est qu'il faut absolument déterminer le rapport Oxydabilité/COT de chaque prise d'eau pour pouvoir convertir correctement les concentrations de COT mesurées depuis 2007 en concentrations d'oxydabilité et ainsi prolonger les séries temporelles d'oxydabilité, seul moyen d'évaluer l'évolution de la qualité organique long-terme d'une prise d'eau.

1.3. Rappel des principaux résultats obtenus suite à l'analyse de la situation des captages de Bretagne

Les études réalisées depuis 2003 par le Groupe d'Étude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques (GEPMO) mis en place à l'initiative de la DRASS Bretagne et de la Région Bretagne sur les captages d'eau brute superficielle de Bretagne ont permis de dresser un tableau de bord détaillé de la pollution de ces captages par les MO et de jeter les bases d'une réflexion sur les causes possibles de cette pollution et de son évolution future (*Gruau et al., 2004a et b; 2006* ; *Jaffrezic et al. 2008; Monchy et al., 2008; Gaury et al., 2008;* voir aussi http://www.bretagne-environnement.org/membres/matiere-organique). Nous résumons ci-dessous les principaux résultats issus de ces études.

1.3.1. Intensité de la pollution

L'analyse des résultats issus du contrôle sanitaire a montré que les captages d'eau brute superficielle de Bretagne, captages qui assurent 85 % de l'approvisionnement en eau potable de cette région, étaient fortement contaminés par les MO. Ainsi, sur la période 1997-2008, entre 25 et 60% des captages en rivière, et entre 20 et 55 % des captages en retenue de Bretagne ont connus des situations de non-conformité sur le paramètre MO, nécessitant le dépôt d'une demande d'autorisation exceptionnelle d'exploitation (**figure 2**).

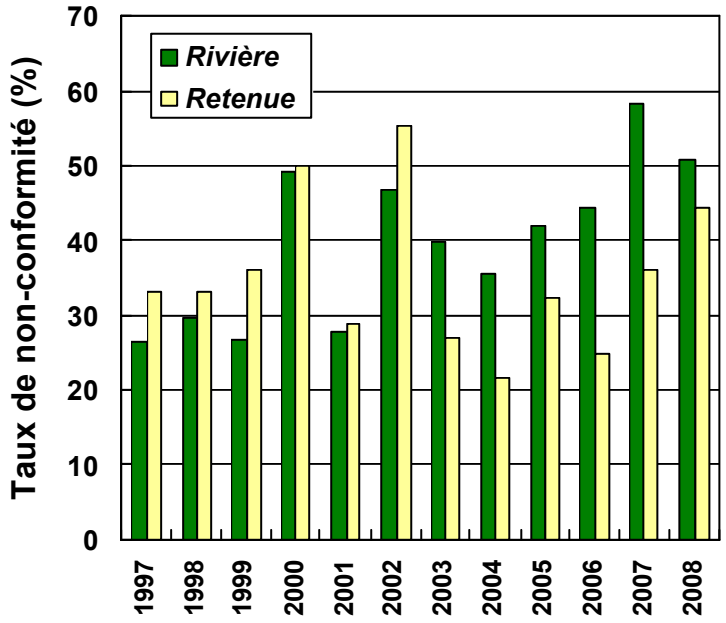


Figure 2 : Evolution du taux de non-conformité des captages d'eau brute superficielle de Bretagne sur la période 1997-2008. Source: données du contrôle sanitaire, DRASS de Bretagne.

1.3.2. Variabilité spatiale et variabilité temporelle

L'analyse des mêmes données issues du contrôle sanitaire a montré que la pollution n'était pas spatialement localisée, mais au contraire distribuée de manière hétérogène avec la coexistence locale de captages très fortement contaminés et de captages faiblement contaminés (**figure 3**).

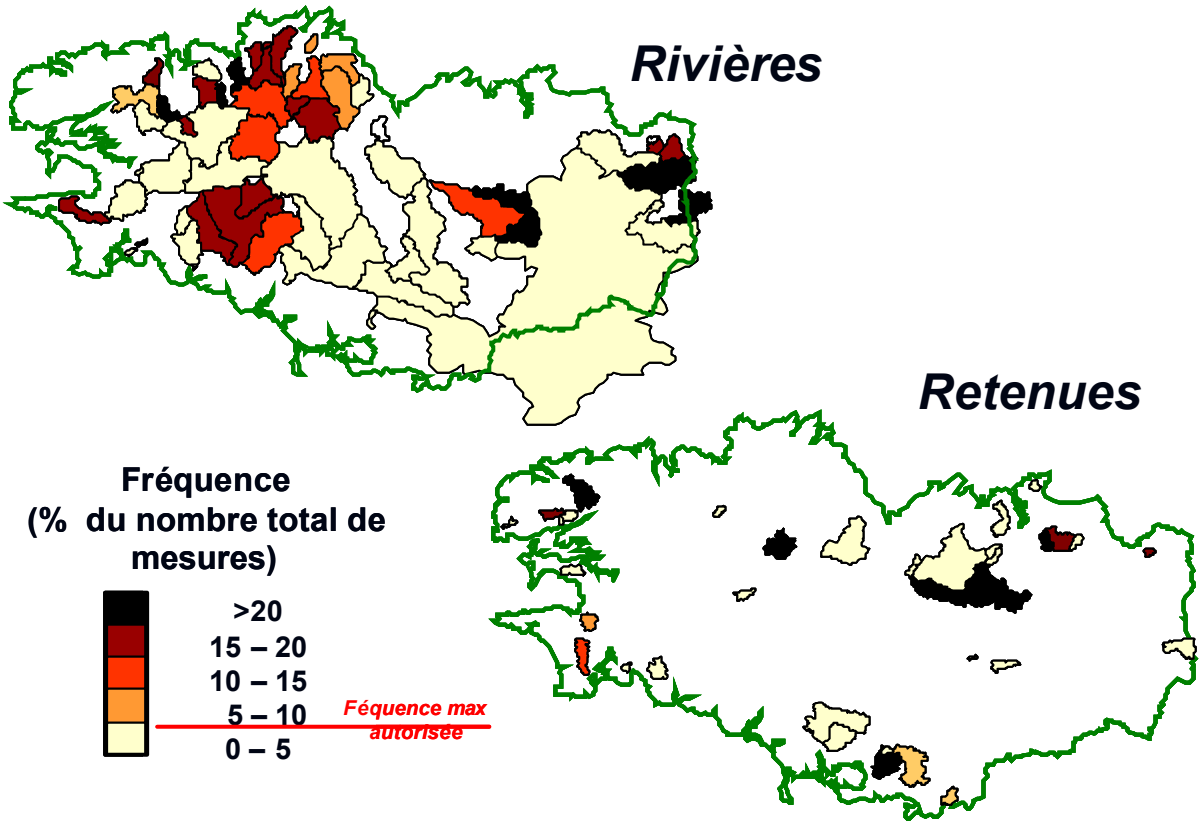


Figure 3: Illustration de la très forte variabilité spatiale de la pollution des captages d'eau superficielle de Bretagne par les MO (exprimée ici au travers de la fréquence de dépassement de la limite réglementaire MO). Le cas présenté est celui de l'année 2006. Données du contrôle sanitaire, DRASS de Bretagne. Nota: les cartes ont été construites en coloriant le BV de chaque prise d'eau avec une couleur représentative de la fréquence de dépassement de la limite MO à cette même prise d'eau.

Une des caractéristiques de la pollution des eaux superficielles de Bretagne par les MO est la très forte variabilité temporelle de cette pollution. C'est notamment le cas des captages en rivière pour lesquels les concentrations varient très fortement (d'un facteur 10, fréquemment) entre les périodes d'inter-crue caractérisées par des concentrations relativement faibles et les périodes de crue caractérisées par des concentrations élevées (**figure 4**). Cette caractéristique complique fortement le calcul de paramètres susceptibles de quantifier de manière fiable la pollution

des captages en rivières par les MO (comme par exemple la concentration moyenne annuelle). En effet, la forte variabilité temporelle des concentrations impose de disposer d'une haute fréquence de mesures pour évaluer correctement la pollution (typiquement une mesure tous les 3 jours). Ce pré requis, rarement atteint (notamment dans le cas du contrôle sanitaire ou la fréquence de mesures se résume parfois à 2 mesures par an) crée des limites dans les conclusions que l'on peut porter à partir des jeux de données existants (Nous revenons sur ce problème des incertitudes liées à la fréquence des mesures dans la partie *Matériels et Méthodes* de ce rapport).

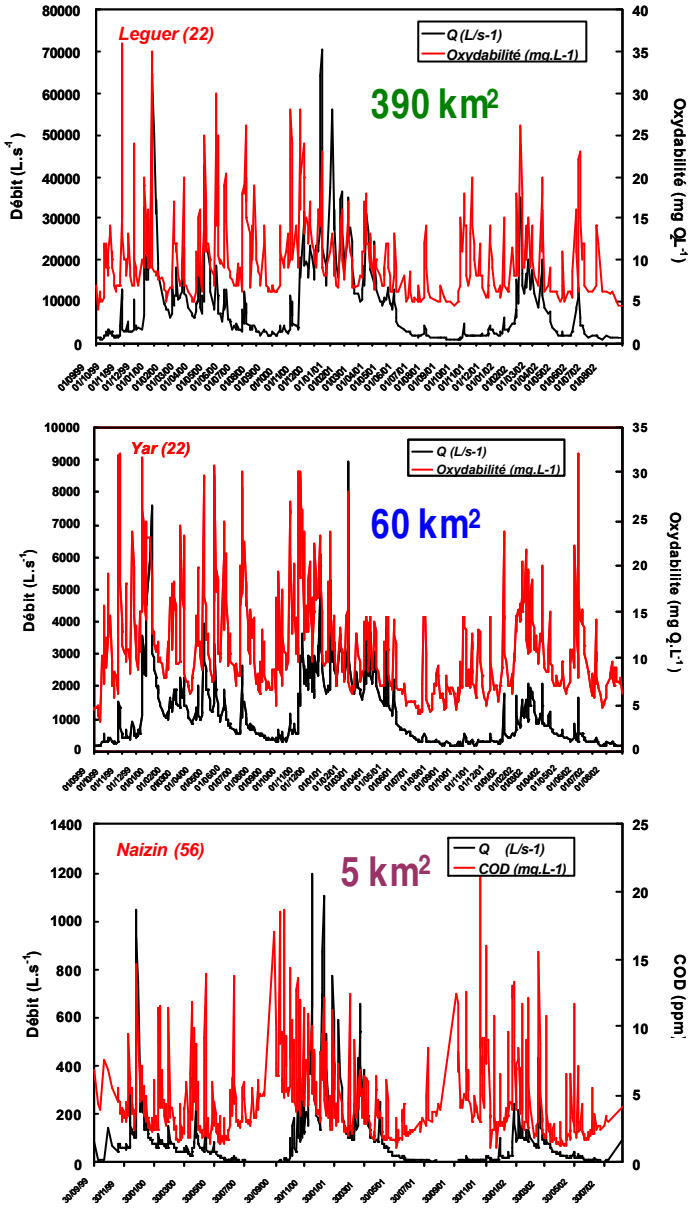


Figure 4: Diagrammes illustrant la forte variabilité temporelle de la teneur en MO des rivières de Bretagne, et l'absence de contrôle de la taille du BV sur cette variabilité. Les données MO présentées sont des données haute fréquence (typiquement 1 donnée par jour) On notera le phasage entre les variations de teneur en MO (en rouge) et les variations des débits (en noir). D'après *Gruau et al. (2004a) et Novince et al. (2004).*

Le fait que les teneurs en MO soient maximales pendant les épisodes de crue, épisodes au cours desquels les écoulements de l'eau sont déviés vers les horizons organiques superficiels des sols fournit un argum ent fort en faveur d'une origine allochtone de la MO polluante, avec le sol comme source (voir *Gruau et al., 2004; voir ci-dessous*).

Dans le cas des prises d'eau en retenue, la variabilité temporelle des concentrations est également élevée, mais les amplitudes sont généralement plus faibles, du fait de l'inertie engendrée par les volumes d'eau stockés. Cet effet est surtout présent en été ou l'eau se renouvelle peu. En hiver, par contre, les crues majeures peuvent créer des fluctuations rapides et fortes de la teneur en MO, approchant celles observées dans les rivières (**figure 5**). La réduction de la variabilité des teneurs en MO dans les retenues fait qu'une fréquence relâchée de mesures (typiquement 1 mesure par semaine), notamment en été, peut être suffisante pour quantifier de manière fiable leur niveau de pollution par les MO (nous revenons également sur ce point dans la partie *Matériels et Méthodes* de ce rapport).

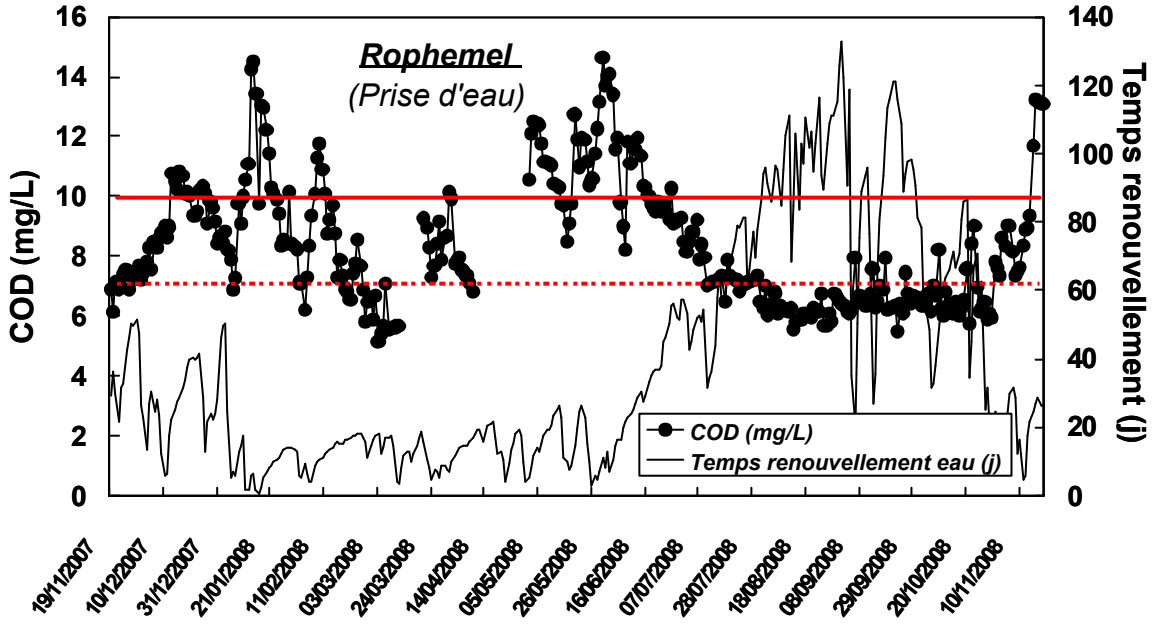


Figure 5: Variabilité temporelle de la teneur en MO (COD = Carbone organique dissous) dans la retenue de Rophemel (Côtes d'Armor, 5 millions de m³) pendant l'année hydrologique 2007-2008. La fréquence des mesures (1 donnée par jour) permet de mettre en opposition la situation hivernale ou des crues importantes peuvent crée des variations rapides et fortes de la teneur en MO et la situation estivale ou le volume d'eau important stocké dans la retenue, combiné à la diminution des apports d'eau en provenance du BV réduit la variabilité. D'après *Gaury et al. (2008)*.

1.3.3. Tendances long-termes

Les six séries haute-fréquences (1 mesure tous les 1 à 3 jours) disponibles sur les eaux superficielles de Bretagne et permettant d'évaluer de manière fiable l'évolution dans le temps de la qualité organique de ces eaux ont permis de mettre à jour une divergence d'évolution dans le temps de la qualité organique des eaux, avec des masses

d'eau montrant une dégradation de leur qualité dans le temps (doublement des concentrations en MO en 25 ans par exemple pour la prise d'eau de Kériel sur la rivière Léguer), quand d'autres voyaient, dans le même temps, une amélioration de cette qualité (cas de l'Elorn dans le Finistère; **figure 6**). Cette divergence des trajectoires, divergence qui semble s'être opérée au début des années 1980, pose la question des facteurs de contrôle de la teneur en MO des eaux superficielles et du rôle de facteurs globaux comme l'intensification agricole ou les changements climatiques en cours. Si les tendances à la hausse doivent s'interpréter comme résultant par exemple de l'intensification des pratiques agricoles ou de la hausse des températures comme l'hypothèse en a été émise dans la littérature scientifique internationale (voir *Gruau et al., 2004a* et *Worall et al., 2007* pour une synthèse), comment expliquer que des masses d'eau drainant des BV subissant les mêmes contraintes sur ces deux plans aient vu, dans le même temps, leur teneur en MO stagner, voire diminuer?

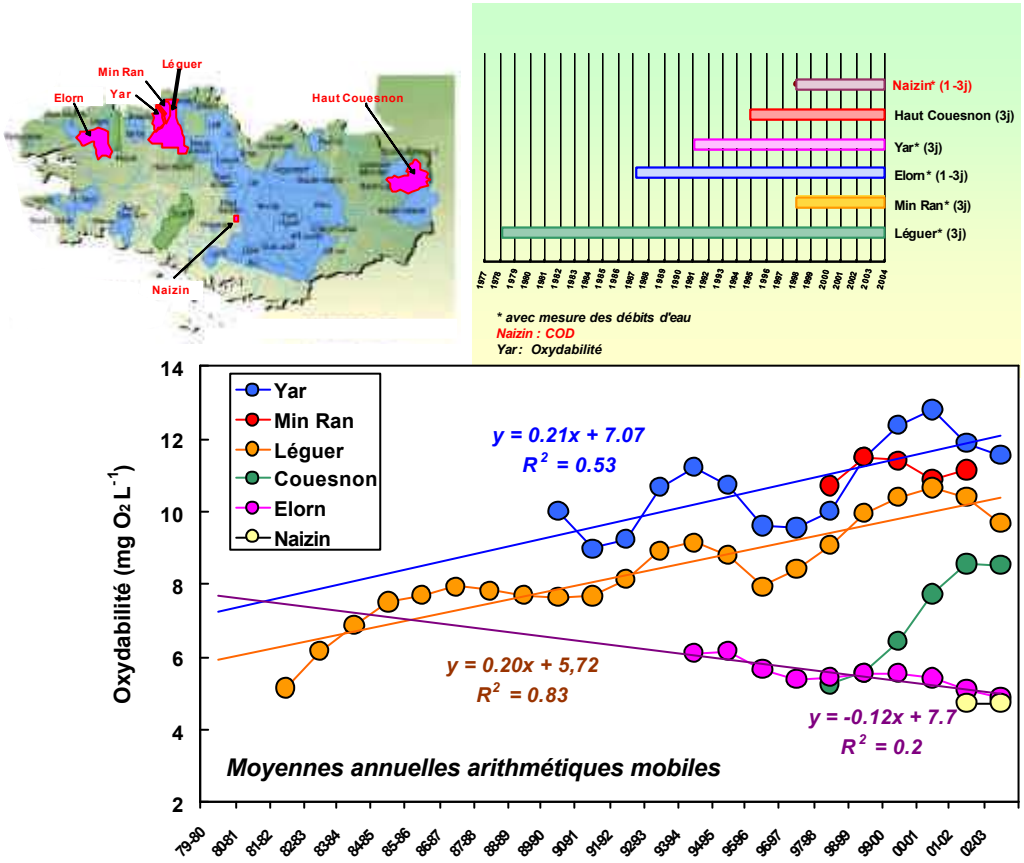


Figure 6: Diagramme illustrant l'existence de tendances évolutives divergentes de la teneur en MO des eaux superficielles de Bretagne. Tendances établies à partir des données haute-fréquences disponibles en Bretagne. On notera que les oscillations observées pour chaque tendance sont d'origine climatique les maximums correspondant aux années humides, et les minimums aux années sèches. Comprendre l'origine de la pollution des eaux superficielles de Bretagne passe par la compréhension des mécanismes à l'origine de cette divergence. D'après *Gruau et al. (2004a).*

1.3.4. Nature de la MO contaminante

Il est important de rappeler que la pollution des eaux de surface (rivières, lacs, étangs…) par les MO peut être d'origine soit allochtone soit autochtone.

Allochtone. Il s'agit de la MO issue de la dégradation des végétaux supérieurs qui est apportée aux environnements aquatiques par les eaux de nappe et les eaux de ruissellement. Ce compartiment comprend également les apports de MO anthropique provenant des déjections animales (fumier, lisier), des résidus urbains et/ou industriels (eaux usées, boues de station d'épuration, hydrocarbures).

Autochtone. Il s'agit de la MO produite au sein des environnements aquatiques proprement dits, soit du fait du développement et de l'activité des organismes photoeutotrophes (phytoplancton, macrophytes, …), soit du fait de la dégradation de ces mêmes organismes par les organismes brouteurs et les bactéries.

Il est également important de rappeler que les études conduites par le GEPMO ont montré que les indicateurs "oxydabilité" et "COT", quoique mis en œuvre sur des eaux brutes, ne dosaient que le compartiment dissous de la MO et que la MO contaminante des captages étaient donc une MO de nature dissoute (*Gruau et al., 2004a*).

1.3.5. Causes possibles

Les études réalisées depuis 2003 par le GEPMO (*Gruau et al., 2004a et b; 2006; Angée et al., 2006; Jaffrezic et al., 2008; Gaury et al., 2008, Monchy et al., 2008*; *Petitjean et al., 2009*; http://www.bretagne-environnement.org/membres/matiere-organique) et visant à déterminer les causes de la pollution ont livré cinq résultats principaux:

1) La forte pollution d'une partie des eaux douces superficielles de Bretagne n'est pas un fait propre à cette région. En effet, l'augmentation de la teneur en MO des eaux continentales superficielles depuis 25-30 ans est un phénomène mondial particulièrement répandu en Europe du Nord et Amérique du Nord (voir *Worrall and Burt, 2007; Monteith et al., 2007*; **figure 7**).
2) Le contexte breton est, de par la présence de sols peu perméables et de nappes peu profondes à fort battement vertical, un contexte naturellement à risque du point de vue de l'exportation de MO des sols vers les eaux de surface. Les sols peu perméables caractéristiques du contexte régional favorisent en effet la circulation des eaux dans leurs horizons les plus superficiels, là où sont précisément stockés les MO. L'existence fréquente de fonds de vallées larges et plats dans les bassins versants (BV) bretons (zones qualifiées de *zones humides potentielles* ou ZHP) est également un facteur de risque dans la mesure où cela augmente la taille des zones d'interaction entre les nappes et les horizons organiques des sols. De fait, les études ont montré une spatialisation des sources de MO à l'échelle du paysage, celles-ci étant restreintes pour l'essentiel aux ZHP de fond de vallée, là où les eaux de nappes interagissent avec les horizons organiques du sol.
3) Les études effectuées sur les rivières de Bretagne ont montré que les rejets domestiques, urbains et industriels n'étaient pas impliqués dans la pollution. Ces mêmes études ont également montré que la production autochtone de MO était insignifiante dans les rivières, renvoyant la source de la MO aux sols des BV (origine allochtone).

4) Les pratiques agricoles peuvent accroître les transferts de MO des sols vers les eaux, soit parce que les stocks de MO labiles sont augmentés (à travers par exemple l'apport d'amendements organiques), soit parce que la circulation de l'eau dans les horizons organiques du sol est favorisée. Cependant, ni les analyses statistiques croisant les teneurs en MO des eaux avec les pratiques agricoles sur les BV, ni les analyses moléculaires et isotopiques de la MO polluante des captages n'ont montré un quelconque lien direct entre les pratiques agricoles sur les BV et la pollution des eaux de surfaces par les MO (*Angée et al., 2006; Jaffrezic et al., 2008*). En particulier, les analyses moléculaires et isotopiques n'ont pas révélé de contribution directe des apports de déjections animales pratiqués sur les sols des BV, et ce malgré les tonnages très importants épandus annuellement par l'agriculture bretonne (35 millions de tonnes en moyenne, annuellement). De fait, ces analyses ont révélé que la MO polluante des eaux de surface était constituée de molécules organiques naturelles issues du fond humique ancien du sol (Jaffrezic et al., 2008). D'autres pratiques agricoles ont été testées, comme le chaulage, avec les mêmes résultats négatifs (*Foucault, 2009*).

5) Une étude statistique conduite en 2005 a montré que la teneur en MO des eaux de rivière était corrélée négativement avec la densité de haie au sein des ZHP (*Angée et al., 2006*), soulevant l'hypothèse d'un lien possible entre la densité du bocage sur les BV et la pollution des eaux par les MO. Ce lien peut s'expliquer par le contrôle que les haies exercent sur la géométrie des circulations de l'eau (approfondissement des circulations sous les horizons organiques du sol) et par le rôle de barrière physique qu'elles constituent vis-à-vis du ruissellement, ruissellement riche en MO. Ce résultat, qui offre des perspectives en matière d'action (reconstitution des réseaux de haie, notamment dans les fonds de vallée des BV en dépassement MO), ne permet pas toutefois d'expliquer les divergences de trajectoire dans le temps.

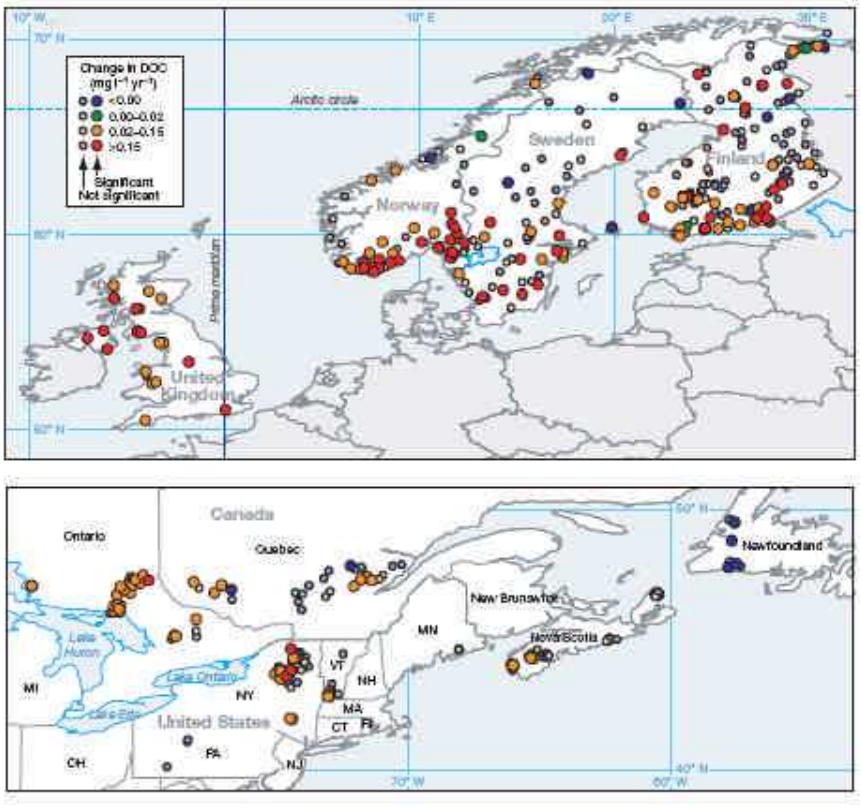


Figure 7. Evolution comparée des concentrations moyennes en MO (COD) dans les rivières et lacs d'Europe du Nord et d'Amérique du Nord pour la période 1995-2000. 88% des masses d'eau figurées sur la carte ont vu leur teneur en COD augmenter sur cette période, les autres ne montrant pas de tendance significative ou des tendances à la baisse (d'après *Monteith et al., 2007*).

Cas particuliers des captages en retenue

Les captages en retenue posent un problème spécifique dans la mesure où, aux MO d'origine allochtone apportées par les eaux de recharges, peuvent se superposer des MO d'origine autochtone produites au sein des retenues. Celles-ci peuvent avoir deux origines : 1) le phytoplancton qui constitue une source potentielle de MO interne à la colonne d'eau ; 2) les sédiments biogènes qui constituent une deuxième source potentielle de MO autochtone, située au fond des retenues, sous la colonne d'eau. En 2007, une étude réalisée par le GEPMO sur la base des contrôles DDASS réalisés dans les 36 retenues bretonnes équipées d'une prise d'eau a mis à jour quatre types de relation entre la dynamique estivale des nitrates et celle de la MO, suggérant la présence possible en Bretagne de quatre types fonctionnels de retenues du point des sources de la MO. Dans cette étude, les concentrations estivales en nitrate ont été utilisées comme un indicateur de production algale (les algues consommant l'azote, les teneurs en nitrate diminuent lorsqu'il y a production algale), indicateur que l'on a comparé aux teneurs en MO, l'idée étant que si la MO polluante est produite directement par le phytoplancton, alors on devrait observer des corrélations négatives entre les teneurs en nitrate et celles en MO. Les quatre types de retenue mis à jour avec cette méthode et les hypothèses que l'on peut émettre quant à leur fonctionnement sont les suivants:

Type 1. Il s'agit de retenues dans lesquelles on constate une augmentation continue des teneurs en MO l'été en phase avec une diminution forte et continue des teneurs en nitrates (teneurs souvent égales à 0 en automne). L'hypothèse "fonctionnelle" que l'on peut émettre pour ce premier type est celle de retenues connaissant des blooms importants de phytoplancton l'été, s'accompagnant d'une production interne importante de MO dissoute. On déduit pour ce type 1 que l'origine de la MO est double: allochtone et autochtone (**figure 8**).

Type 2. Il s'agit de retenues connaissant une dynamique saisonnière du nitrate similaire au Type 1 mais ne s'accompagnant pas d'une dynamique inverse de la MO. Dans ce cas, l'absence d'augmentation de la teneur en MO l'été peut s'interpréter de deux façons: 1) soit le phytoplancton se développant dans ces retenues ne produit pas, pour des raisons qui restent à élucider, de MO soluble; 2) soit il y a bien production de MO soluble par le phytoplancton, mais le surplus n'est peu, ou pas détecté, du fait d'apports importants en provenance du BV. D'un point de vue source, on déduit pour ce Type 2 que l'essentiel de la MO provient du BV.

Type 3. Il s'agit de retenues connaissant comme le Type 1 une dynamique saisonnière de la MO couplée à une dynamique saisonnière du nitrate mais, alors que dans le Type 1 les dynamiques sont inverses, les dynamiques sont ici du même type, les deux paramètres (MO et nitrate) voyant leurs concentrations diminuer en été. L'interprétation "fonctionnelle" que l'on peut donner ici est moins évidente. L'hypothèse la plus vraisemblable est celle d'un changement dans les sources d'eau entre l'hiver et l'été, avec des sources plus superficielles en hiver (eaux riches en MO et en nitrate) et des sources plus profondes (eau dénitrifiée pauvre en MO?) l'été. Si cette interprétation est correcte, on déduit pour ce Type 3 que la MO est principalement d'origine allochtone (sols du BV).

Type 4. Il s'agit de retenues ne connaissant pas de dynamique saisonnière ni des nitrates ni de la MO. De fait, les concentrations sont stables dans le temps sauf lors d'événements ponctuels marqués par une augmentation des teneurs en MO en phase avec une diminution des teneurs en nitrate. D'un point de vue "fonctionnel", l'hypothèse que l'on peut émettre est que l'on est face à des retenues fonctionnant comme des rivières (de fait, les dynamiques observées sont typiques de rivières). D'un point de vue source, on déduit pour ce Type 4 que la MO est exclusivement d'origine allochtone (sols du BV).

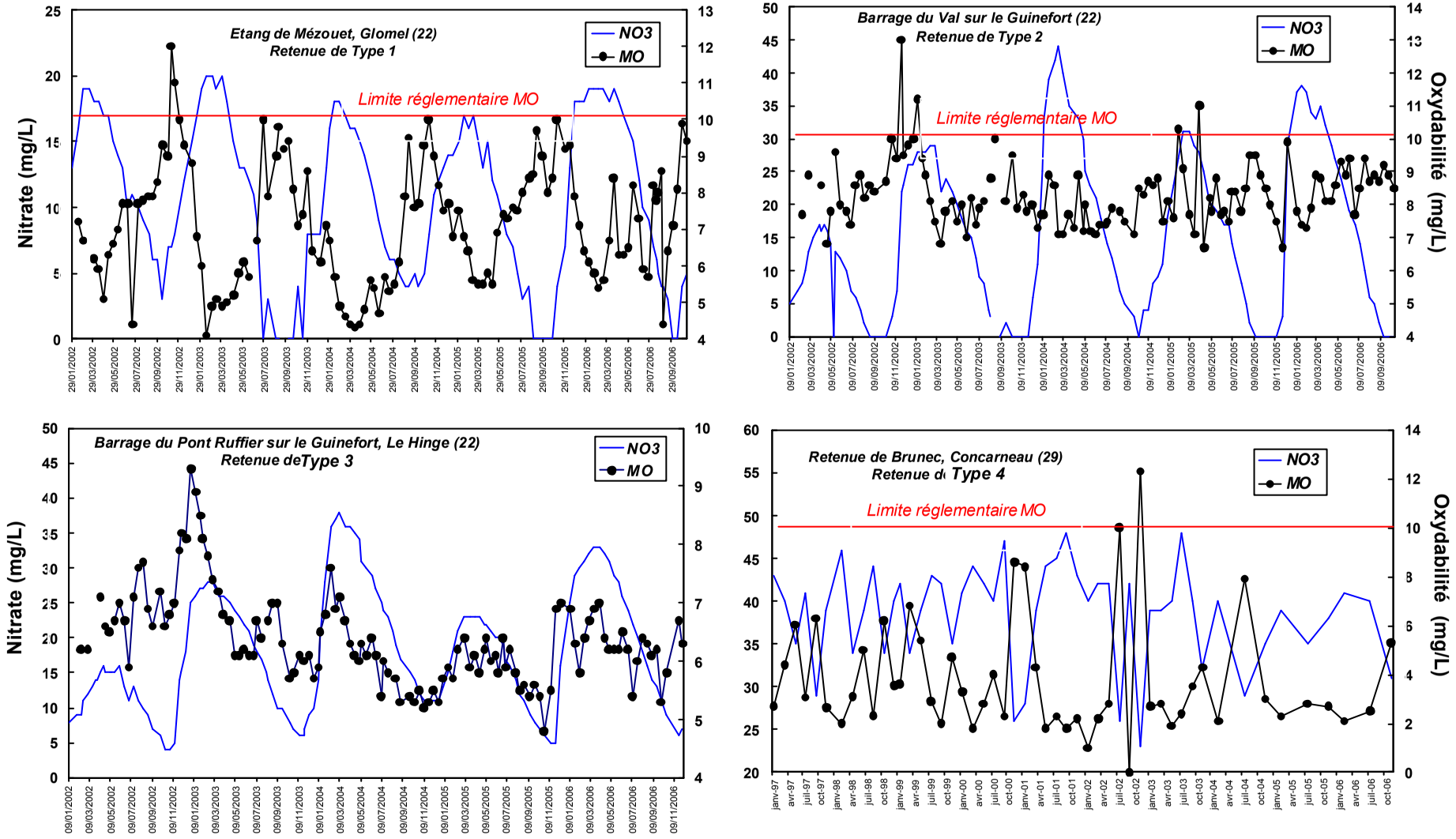


Figure 8. Typologie des retenues de Bretagne établie sur la base des relations entre teneur en MO et teneur en nitrate.

On notera que deux études de détails effectuées sur deux retenues du type 2 et impliquant des bilans entrée-sortie rigoureux de la MO, couplés à des caractérisations moléculaires et isotopiques fines de la MO ont confirmé cette typologie en démontrant le caractère principalement allochtone (>90%) de la MO polluante (*Gaury et al., 2008; Monchy et al., 2008*).

1.3.6. Synthèse

En résumé, on retiendra que les travaux réalisés sur les captages de Bretagne ont révélé une situation complexe du point de vue de la pollution de ces captages par les MO. Parmi les résultats essentiels obtenus, on trouve 1) la forte variabilité spatiale et temporelle de la pollution; 2) l'existence de trajectoires long-termes divergentes avec la coexistence de captages connaissant une dégradation de leur qualité organique dans le temps et de captages voyant leur teneur en MO stagner, voire décroître; 3) le rôle important de la géométrie des circulations de l'eau dans les sols et la nature à risque du milieu physique breton de ce point de vue (sols peu perméables favorisant les circulations superficielles d'eau, dans les horizons organiques des sols, et donc le transfert de MO des sols vers les eaux); 4) l'origine ancienne et naturelle des MO contaminantes (fond humique ancien des sols pour la source principale) dans le cas des captages en rivière; 5) l'existence probable d'une superposition de sources dans certains captages en retenue; 6) le rôle difficile à établir des pratiques agricoles, sachant qu'un rôle direct via par exemple les activités d'épandage est exclu; 5) le rôle très improbable des facteurs globaux comme le changement climatique comme moteur des pollutions observées; 6) le rôle des haies comme facteur local régulant la pollution.

Pour conclure, on soulignera que les facteurs de contrôle de la teneur en MO des eaux sont nombreux et complexes et que l'accroissement des teneurs observées depuis 25 ans au droit de certains captages résulte très probablement de l'interaction de plusieurs facteurs (certains pouvant être globaux et d'autres locaux), dont la nature exacte et le mode d'interaction restent encore globalement à être identifiés. Cette méconnaissance quant aux causes ne permet pas pour l'instant la promotion et la mise en place de mesures concrètes de protection/restauration de la qualité organique des eaux, si ce n'est celle visant à restaurer ou protéger le réseau bocager (Angée et al., 2006).

1.4. Objectifs techniques de l'étude

Prenant la suite des études conduites sur les captages de Bretagne, l'étude portant sur les captages d'eau brute superficielle des Pays de Loire et dont les résultats sont présentés ci-après vise quatre objectifs:

1) Etablir le niveau de pollution actuel de ces captages du point de vue de la MO avec, en arrière plan, la question des valeurs extrêmes (minimales et maximales) et de la variabilité spatiale de la pollution. La situation en Pays de Loire est-elle identique à celle observée en Bretagne?
2) Tenter d'établir les tendances long-termes de la pollution sur celles des prises d'eau disposant de suffisamment de données, avec la question de savoir si on assiste, comme en Bretagne, à des divergences d'évolution dans le temps, avec des captages subissant une augmentation de la pollution alors que d'autres voient celle-ci diminuer?

3) Analyser la variabilité du rapport oxydabilité/COD, captage par captage, avec la question de l'impact du changement d'indicateur sur la mesure de la pollution.

4) Enfin, utiliser le jeu de données "Pays de Loire" pour ré-examiner les hypothèses formulées en Bretagne sur les causes de la pollution et son évolution future.

.

Chapitre 2

Matériels et Méthodes

2.1. Base de données

Dans cette étude, le tableau de bord actuel et passé de la pollution des 46 prises d'eau brute superficielle en activité dans les cinq départements constituant la région des Pays de Loire a été établi en utilisant la base de données du contrôle sanitaire comme source. Les 46 prises d'eau analysées se répartissent entre 16 prises d'eau en retenue réparties pour plus de la moitié d'entre elles dans le département de la Vendée, et 30 prises d'eau en rivières ou dites "au fil de l'eau". En ce qui concerne les retenues, les mesures commencent généralement à la fin des années 1980 – début des années 1990. Le paramètre utilisé est l'oxydabilité au $KMnO_4$ jusqu'en 2007; à partir de 2008, celui-ci est remplacé par le COT. Cinq retenues parmi les 16 possèdent des mesures de COT antérieures à 2008. Concernant la fréquence des mesures, celle-ci varie suivant les retenues: cinq retenues affichent une fréquence voisine de 1 mesure par mois, la fréquence maximale étant affichée par le barrage de Ribou alimentant la ville de Cholet (11 à 15 mesures par an). Pour les autres retenues, la fréquence est plus faible: 1 mesure tous les 2 mois en moyennes (**tableau 1**).

Concernant les prises d'eau en rivière, les séries les plus longues commencent en 1986, les autres commençant au milieu des années 1990. Comme pour les retenues, les séries portent sur de l'oxydabilité au $KMnO_4$ ou sur du COT, les meures de COT démarrant toutefois beaucoup plus tôt que dans le cas des retenues (2004 en moyenne). Les fréquences de mesures sont également variables suivant les prises d'eau, allant de 2 à 30 mesures par an. Quatre rivières (Mayenne, Loire, Loir et Sarthe) combinent plusieurs prises d'eau permettant de calculer des concentrations moyennes basées sur une plus grande fréquence de mesure (jusqu'à 80 mesures par an dans le cas de La Loire; **tableau 2**).

Nom Retenue	Communes Alimentées	Dpt	Oxydabilité		COT		Incertitude Estimée
			Mes./an	début série	Mes./an	début série	
RETENUE DU MARILLET	Château-Guibert (Production Mareuil)	53	6	1989	6	2008	20%
RETENUE DE MERVENT	St-Michel-Le-Cloucq (Production Mervent)	53	11	1989	9	2008	10%
ETANG DES FORGES	Port Brillet (SIAP)	53	3	1986	10	1996	>20%
BARRAGE DE RIBOU	Cholet	49	11	1992	15	2004	10%
BARRAGE DES TROIS RIVIERES	Le Longeron (SIAP Région Ouest Cholet)	49	9	1995	12	2004	10%
ETANG DE SANDUN GUERANDE	Guérande (Cap Atlantique-SEPIG)	44	11	1992	8	2004	10%
ETANG DES GATINEAUX	St-Michel-Chef-Chef (SIAP Val St Martin)	44	8	1991	10	2004	10%
RETENUE D'APREMONT	Apremont (SIAP Haute Vallée de la Vie)	85	9	1996	6	2008	20%
RETENUE DU JAUNAY	Landevieille (SIAP Pays du Brem et du Jaunay)	85	9	1988	6	2008	20%
RETENUE DE FINFARINE	Poiroux (SIAP Région des Sables d'Olonnes)	85	5	1989	3	2008	>20%
RETENUE DE LA BULTIERE	Chavagnes-En-Paillers (SIAP Vals de Sèvre)	85	6	1994	6	2008	20%
RETENUE DE MOULIN PAPON	La-Roche-Sur-Yon (Adduction Communale)	85	6	1991	6	2008	20%
RETENUE DU ROCHEREAU	Bazoges-En-Pareds (SIAP Sources de l'Arkanson)	85	5	1988	6	2008	20%
RETENUE DE ST VINCENT SUR GRAON	Le-Champ-St-Père (SIAP Plaine de Luçon)	85	10	1989	6	2008	10%

Tableau 1: Longueur des séries et fréquence des mesures issues du contrôle sanitaire des captages en retenue d'eau brute superficielle des Pays de Loire. Les incertitudes estimées portent sur les concentrations moyennes annuelles calculées à partir de ces séries de données.

Rivière	Nom Prise d'eau	Communes Alimentées (gestionnaires)	Dpt	Oxydabilité		COT		Incertitude Estimée
				Mes./an	début série	Mes./an	début série	
La Mayenne	PRITZ	Laval (SM Sud Ouest Mayenne)	53	14	1986	12	2005	20%
	LA ROCHE	Loigne-Sur-Mayenne (SM Sud Ouest Mayenne)	53	5	1986	9	1997	>20%
	LA BOUSSARDIERE	St-Jean-Sur-Mayenne (SIAP)	53	3	1986	8	1996	>20%
	MIRWAULT	Château Gontier (SGEAU)	53	5	1986	6	1996	>20%
	ST FRAIMBAULT	St-Fraimbault-de-Prières (SM Nord Mayenne)	53	12	1986	8	1994	20%
	DAON	Daon (SIAP de Bierne)	53	5	1986	9	1996	>20%
	CHAUVON	Le Lion d'Angers (SIAP du SEGREEN)	49	8	1986	11	2004	>20%
	Enemble des prises d'eau de la Mayenne		-	52	1986	63	2005	5%
Le Loir	LA CHARTRIE	Seiches-Sur-Le-Loir (SIAP)	49	5	1995	4	2004	>20%
	GOUIS	Durtal (SIAP)	49	2	1996	3	2004	>20%
	BRIOLLAY	Briollay (SM Loir et Sarthe)	49	2	1996	4	2004	>20%
	LA FUYE	Briollay (SM Loir et Sarthe)	49	2	2005	3	2005	>20%
	LA FLECHE	La Flèche	72	2	1996	2	2007	>20%
	Enemble des prises d'eau du Loir		-	13	1996	16	2005	15%
La Loire	ILE DELAGE	Ancenis (SIAP Région d'Ancenis)	49	10	1986	11	2004	20%
	LES PETITES CROIX	La Possonière (Savennières)	49	5	1995	2	2004	>20%
	MONPLAISIR	Les-Ponts-de-Ce (Angers Loire Métropôle)	49	8	2004	10	2005	20%
	MAUVES/LOIRE	Mauves-sur-Lore (Nantes Métropôle)	44	31	1991	26	1996	10%
	NANTES - LA ROCHE	Mauves-sur-Lore (Nantes Métropôle)	44	23	1990	17	2005	10%
	Enemble des prises d'eau de la Loire		-	77	1986	66	2005	5%
La Sarthe	L'ARCHE	Chateauneuf-sur-Sarthe (SIAP)	49	4	1996	3	2004	>20%
	PENDU	Morannes (SIAP de Mire-Morannes)	49	2	1996	4	2004	>20%
	VERIGNE	Briollay (SM Loir et Sarthe)	49	2	1996	3	2004	>20%
	LA MARTINIERE	Sablé-sur-Sarthe (Syndicat de la Martinière)	72	10	1996	5	2004	>20%
	Enemble des prises d'eau de la Sarthe		-	18	1996	15	2004	15%
Autres Rivières	L'ERNEE	Ernée (SIAP)	53	6	1986 (fin en 96)			
	LA COLMONT	Gorron (SIAP Nord Ouest Mayennais)	53	7	1986	3	1998	>20%
	LA VARENNE	Couesmes-Vauce (SIAP Nord Ouest Mayennais)	53	4	1986	2	1999	>20%
	L'AIRON	Landivy (SIVOM Louvigné-du-Désert)	53	3	1999	3	1999	>20%
	L'ERVE	Asse-Le-Béranger (SIAP des COEVRONS	53	4	1986	3	1997	>20%
	L'OUDON	St-Aubin-Du-Pavoil - Segre	49	9	1995	11	2004	20%
	L'ERDRE (CANAL ST FELIX)	Nantes Métropôle	44	16	1998	8	1998	20%
	L'HUISNE	Le Mans	72	12	1996	11	2007	20%
	LA SEVRE NANTAISE	St-Laurent-sur-Sèvre (Production St Laurent/Mortagnes)	85	2	1991	2	2008	>20%

Tableau 2: Longueur des séries et fréquence des mesures issues du contrôle sanitaire des captages en rivière d'eau brute superficielle des Pays de Loire. Les incertitudes estimées portent sur les concentrations moyennes annuelles calculées à partir de ces séries de données.

2.2. Traitement des données

2.2.1. Conversion des concentrations d'oxydabilité en concentrations de COT

L'année 2007 a été marquée en France par un changement de la réglementation "eau brute" sur les MO. En effet, jusqu'en 2006, l'indicateur réglementaire était l'oxydabilité au $KMnO_4$ à chaud et en mlieu acide. Depuis 2007, l'indicateur réglementaire est le Carbone Organique Total, ou COT (*voir le paragraphe 1.2. sur le contexte réglementaire*). Ce changement d'indicateur pose le problème de la conversion des données d'oxydabilité acquises avant 2007 en concentration de COT, conversion nécessaire si l'on veut évaluer l'évolution dans le temps de la pollution. Cette conversion pose elle-même la question du choix de la valeur du rapport oxydabilité/COT.

Comme nous l'avons indiqué précédemment, les travaux réalisés en Bretagne ont montré que ce rapport variait d'une prise d'eau à l'autre empêchant l'utilisation d'une valeur uniforme. Deux méthodes ont été utilisées dans le cas des prises d'eau des Pays de Loire pour estimer la valeur de ce rapport. Soit, les prises d'eau se sont avérées disposer d'un nombre suffisant d'échantillons disposant de la double mesure et dans ce cas la valeur du rapport Oxydabilité/COT a été déterminé en régressant linéairement la série de double mesure (**figure 8a**); soit, les prises d'eau se sont avérées ne pas disposer de doubles séries de mesures et dans ce cas le rapport oxydabilité/COT a été calculé à partir d'échantillons prélevés hors période crue, et sur une période relativement courte (4 années consécutives) en considérant que les concentrations hors période de crue sont relativement constantes (**figure 8b**). La validité de cette deuxième méthode a été vérifiée en l'appliquant à des prises d'eau disposant de la double mesure (**figure 8**).

2.2.2. Analyse de la pollution actuelle et de sa variabilité temporelle

Compte tenu du nombre relativement faible de données disponibles annuellement, prise d'eau par prise d'eau, et des incertitudes importantes que peut induire ce faible nombre sur le calcul des moyennes (voir ci-dessous), nous avons utilisé la même démarche que pour les prises d'eau bretonnes, démarche consistant à combiner deux années consécutives dans le calcul des concentrations moyennes, en l'occurrence les années 2007 et 2008. Dans ce cadre, toutes les données d'oxydabilité produites après 2007 ont été converties en données de COT de telle sorte que les moyennes produites soient exprimées en mg/L de COT. Dans la plupart des cas, les moyennes ont été calculées directement à partir des concentrations mesurées de COT.

2.2.3. Analyse des tendances évolutives long-termes

L'analyse des trajectoires évolutives a été effectuée en convertissant l'ensemble des concentrations d'oxydabilité en concentrations de COT de manière à effectuer l'analyse en utilisant un jeu de données cohérent, basé sur un seul et même paramètre: le COT. L'objectif de l'analyse étant de faire apparaître des tendances pluri-annuelles (i.e. sur 10 and ou plus) nous avons utilisé la technique des moyennes glissantes, ou moyennes mobiles, techniques

connues pour minorer les fluctuations courte-périodes. Dans cette étude nous avons calculé des moyennes glissantes sur trois ans, la moyenne glissante d'une année A correspondant à la moyenne des années A, A-1, et A-2.

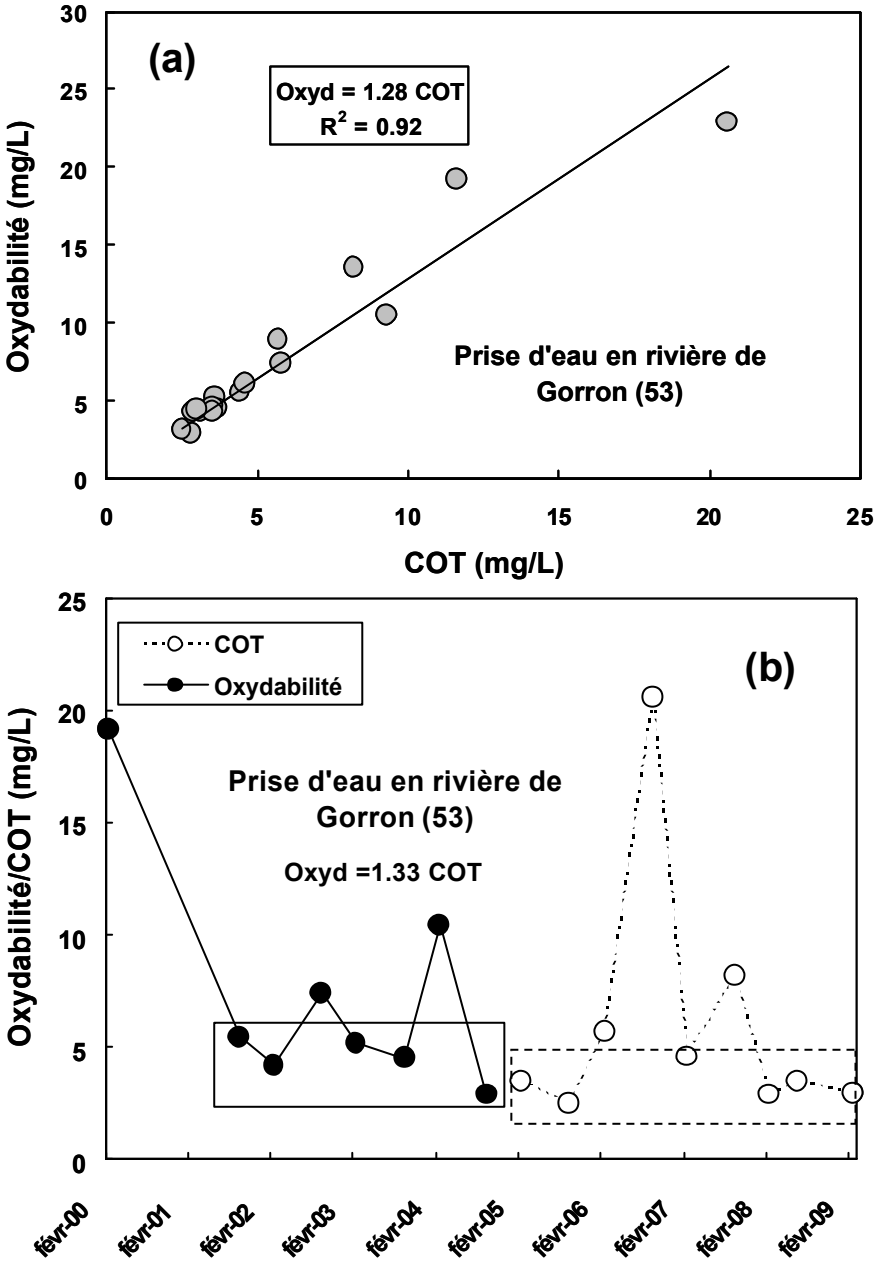


Figure 9. Figure illustrant les deux méthodes utilisées dans cette étude pour calculer la valeur du rapport Oxydabilité/COT: a) régression linéaire d'échantillons comportant la double mesure; b) utilisation d'échantillons hors crue prélevés lors d'année successives et disposant successivement de mesures d'oxydabilité et de COT. La figure montre que ces deux méthodes donnent des résultats convergents lorsqu'on les applique à une même prise d'eau.

2.3. Incertitudes

Comme mentionnée plus haut dans ce rapport, une fréquence trop faible de mesures peut entrainer des incertitudes importantes sur le calcul de paramètres moyens comme les flux annuels ou les concentrations moyennes annuelles. Ce besoin d'une fréquence élevée de mesures pour les MO vient du fait que les concentrations en MO varient fortement d'une journée à l'autre, notamment dans les rivières (voir **figures 4 et 5**). Il est donc très important d'estimer les incertitudes associés à une fréquence donnée de mesures, notamment lorsque l'on cherche à établir et interpréter des tendances pluri-annuelles.

Les études conduites en Bretagne, études au cours desquelles ce problème a été intensément étudié (*Gruau et al., 2005*) permettent de fixer des ordres de grandeurs sur les incertitudes en fonction des fréquences. Une première approche est données dans la **figure 10** dans laquelle on compare les concentrations moyennes annuelles calculées au droit de prises d'eau disposant d'un jeu de mesures haute-fréquences (i.e. une mesure par jour effectuée dans le cadre de l'auto-surveillance faite par les exploitants) et d'un jeu de mesures basse-fréquences (i.e. 1 à 2 mesures par mois effectuées dans le cadre du contrôle sanitaire). La figure montre clairement qu'une réduction de la fréquence de mesure conduit à des écarts importants dans le calcul des concentrations moyennes (jusqu'à 40%), avec en règle générale une sous-estimation de la pollution lorsque la fréquence de mesure est faible. La figure montre également que ces fortes incertitudes conduisent à des courbes d'évolution temporelles beaucoup moins régulières que celles produites par les séries haute-fréquences, avec parfois des évolutions différentes des évolutions réelles (exemple de la prise d'eau de Kériel sur le Léguer pour laquelle la concentration moyenne calculée à partir des contrôles DDASS diminue entre 1998 et 1999 alors, qu'en réalité, la qualité organique de cette prise d'eau s'est dégradée entre ces deux années comme le montre l'augmentation des concentrations obtenue à partir de la série haute-fréquence; voir **figure 10**).

L'augmentation de l'incertitude avec la diminution de la fréquence de mesure et le fait que cette diminution conduise à sous-estimer les concentrations moyennes en MO sont deux faits parfaitement compréhensibles si l'on prend en compte le fait que (1) les concentrations les plus fortes sont observées lors des épisodes de crue et (2) les crues sont des événements assez rares lors d'une année. Cette relative rareté fait que la probabilité de les intercepter décroit avec la réduction de la fréquence des mesures, d'où la sous-estimation des concentrations moyennes en MO lorsque la fréquence de mesure décroit (*Gruau et al., 2005*).

Une autre conséquence de la difficulté à intercepter les épisodes de crue propices aux fortes concentrations en MO est qu'il existe un lien étroit entre la fréquence de mesures et la fréquence de dépassement de la limite réglementaire MO. Ce lien est bien explicité par la **figure 11** qui traduit le cas des captages d'eau brute de Bretagne pour lequel on voit clairement apparaître une corrélation positive entre le nombre de dépassement détectés et la fréquence de mesure. La logique est ici la même que pour les concentrations moyennes, puisque ce sont évidemment les épisodes de crue qui génèrent les dépassements de la limite réglementaire et que la probabilité d'intercepter ceux-ci augmente avec l'augmentation de la fréquence de mesures.

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Moyenne
Léguer (HF)	7,6	9,7	9,8	10,3	11,0	10,7	9,6	8,7	9,7
Léguer (BF)	5,6	6,0	8,8	5,5	6,7	9,4	8,7	8,4	7,4
Diff-Léguer (%)	-27	-39	-10	-46	-39	-12	-9	-4	-23
Yar (HF)	9,8	10,4	10,7	13,3	13,0	12,0	10,7	11,9	11,5
Yar (BF)	7,6	5,9	6,0	13,5	4,2	6,0	6,3	9,1	7,3
Diff-Yar(%)	-23	-43	-45	1	-68	-50	-41	-24	-37
Elorn (HF)	5,4	5,2	5,7	5,7	5,2	5,3	4,7	4,6	5,2
Elorn (BF)			5,1	4,3	5,7	3,6	6,7	4,7	5,0
Diff-Elorn (%)			-10	-25	9	-33	42	2	-4
Couesnon (HF)	5,1	5,4	5,3	6,5	8,0	9,2	8,5	8,3	7,0
Couesnon (BF)	7,2	8,3	7,2	6,6	6,1	4,8	5,5	6,5	6,5
Diff -Coues (%)	42	55	36	1	-24	-48	-35	-22	1

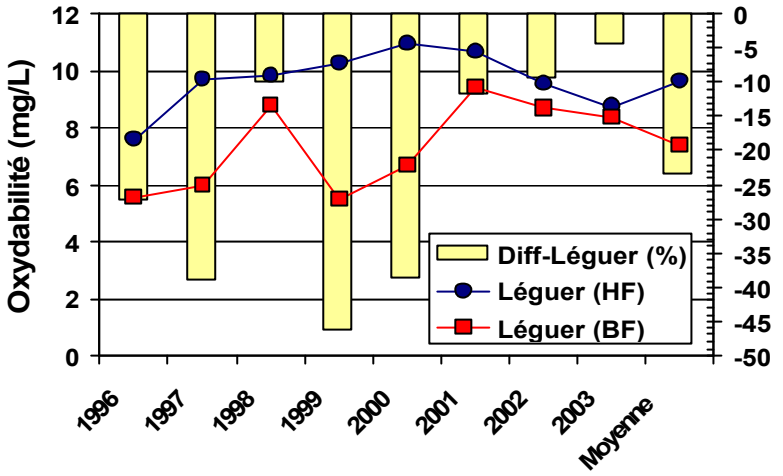


Figure 10. Tableau et figure comparant les concentrations moyennes annuelles en MO calculées pour 4 prises d'eau de Bretagne disposant d'un double suivi, haute fréquence (HF) et basse fréquence (BF). On voit clairement qu'une réduction de la fréquence de mesure conduit à une sous-estimation de la concentration moyenne annuelle en MO et crée des irrégularités dans les évolutions temporelles.

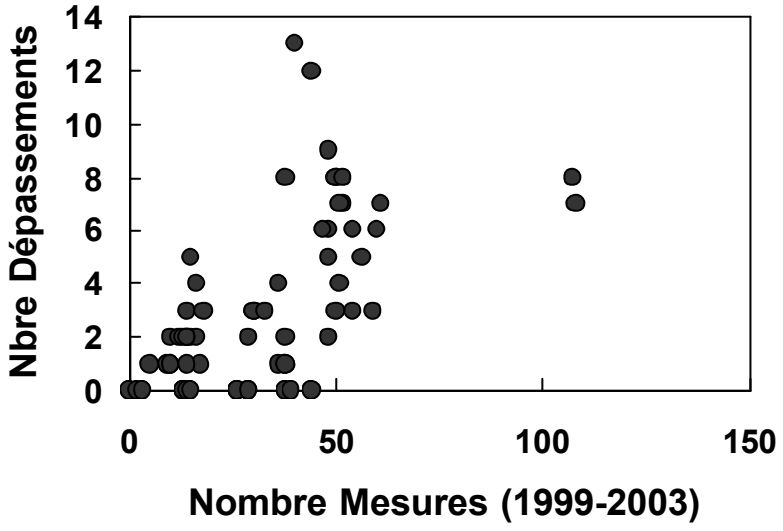


Figure 11. Figure montrant l'accroissement du nombre de dépassements de la limite réglementaire MO avec l'augmentation de la fréquence de mesure de la concentration en MO. Ceci est lié au fait que les dépassements se produisent lors des crues, lesquelles constituent des évènements relativement rares et ponctuelles dans le temps, que seule une fréquence de mesures relativement élevée permet d'intercepter.

Reste la question de savoir comment estimer l'incertitude induite sur une concentration moyenne en MO du fait d'une fréquence de mesure donnée. Les travaux conduits en Bretagne par le GEPMO ont fourni une méthode basée sur la dégradation des séries haute-fréquence collectée dans cette région, méthode qui utilise les abaques ainsi produites, abaques liant fréquence de mesure et incertitude sur les concentrations moyennes annuelles. Un exemple d'abaque obtenu pour les captages en rivière est fourni dans la **figure 12.** La figure montre que l'incertitude type sur la concentration en MO pour un captage en rivière est de ±5% pour une fréquence de mesure hebdomadaire, de ±15% pour une fréquence bihebdomadaire et de ±20% pour une fréquence mensuelle. Ces chiffres sont divisés par 2 dans le cas des captages en retenue du fait de l'inertie engendrée par les volumes importants d'eau stockés.

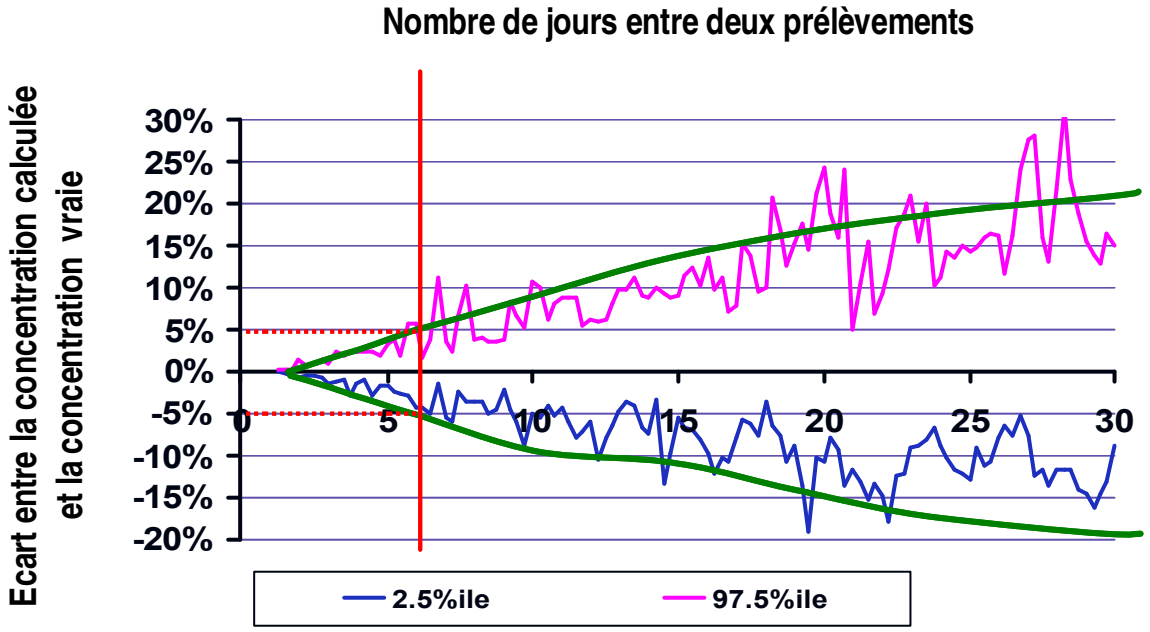


Figure 12. Evolution de l'incertitude sur la concentration moyenne annuelle en MO en fonction de la fréquence de mesure dans le cas des captages en rivière.

Cas des captages analysées

La méthode présentée ci-dessus a été utilisée pour estimer à priori les incertitudes liées aux concentrations moyennes annuelles calculées pour les captages des Pays de Loire en utilisant les données issues du contrôle sanitaire. Les résultats sont présentés dans les **tableaux 1** et **2**. Pour les rivières, ces incertitudes vont de ±5% pour celles disposant de plusieurs captages (cas de la Mayenne et de la Loire) à >±20% pour celles ne disposant que d'un captage suivi à faible fréquence (cas par exemple de l'Erve). Pour les retenues, les incertitudes estimées vont de ±10% à >±20%.

On notera en conclusion que la gamme de variation des concentrations moyennes en MO telle qu'établie pour les captages en rivières de Bretagne à partir des données basses fréquence issues du contrôle sanitaire allait en 2007-2008 de 4 à 12 mg/L, chiffre équivalant à la gamme définie par les données haute-fréquences disponibles sur ces mêmes captages. Autrement dit, l'incertitude élevée associée aux concentrations calculées à partir des données issues du contrôle sanitaire n'empêche pas celles-ci de rendre compte de manière juste et précise de la variabilité spatiale de la pollution, la faible fréquence de données étant compensée par le nombre important de captages.

Chapitre 3

Tableau de bord actuel et passé de
la pollution des captages
d'eau brute superficielle des Pays de Loire
par les Matières Organiques

Comparaison avec le cas
de la Bretagne

3.1. Prises d'eau en retenue

3.1.1. Intensité et variabilité spatiale actuelle de la pollution

L'intensité et la variabilité actuelle de la pollution (moyenne 2007-2008) sont présentées sous forme d'histogrammes dans les **figures 13** (concentrationns moyennes) et **14** (fréquence de dépassement de la limite réglementaire), et en carte dans la **figure 15**. Les points suivants sont notés:

1) L'intensité de la pollution varie fortement d'une prise d'eau à l'autre (facteur 2.5), allant de 6 mg/L pour la retenue la moins contaminé à 15.3 mg/L pour la retenue la plus contaminée; l'intensité maximale de la pollution est égale à l'intensité maximale atteinte à la même date dans les retenues de Bretagne (15.1 mg/L); l'intensité minimale est par contre sensiblement plus élevée que celle observée en Bretagne (1.7 mg/L); il en résulte une concentration en COT en moyenne plus élevée pour les retenues des Pays de Loire (9.7± 2.7 mg/L) que pour celles de Bretagne (7.0 ± 2.8 mg/L; voir **figure 13**).
2) Quatre prises d'eau (soit 25% du total des prises en retenue des Pays de Loire) affichent des concentrations moyennes supérieures à la limite réglement MO (10 mg/L): il s'agit des prises d'eau d'Apremont et du Jaunay en Vendée, et des Gâtineaux et de Sandun en Loire Atlantique.
3) Traduite en fréquence de dépassement de la limite réglementaire (F_{Dep}), la pollution des prises d'eau en retenue des Pays de Loire équivaut à 9 prises d'eau sur 16 affichant des taux de dépassement supérieurs à la limite des 5%, soit un taux de non-coformité 2007-2008 de 56% (voir **figure 14**). On notera les dépassements permanents (F_{Dep} = 100%) affichés par les retenues de Sandin (44), Fanfarine (85) et des Gâtineaux (44).

La **figure 15** présente la variabilité des concentrations en carte. Quatre classes de concentration ont été définies avec attribution de codes couleurs spécifiques à chaque classe. La figure montre que les deux retenues les plus contaminées (Etangs des Gâtineaux et de Sandun) sont situées à l'ouest du département de Loire Atlantique. La figure montre également que les retenues les moins contaminées se distribuent dans la partie est/sud-est de la Vendée.

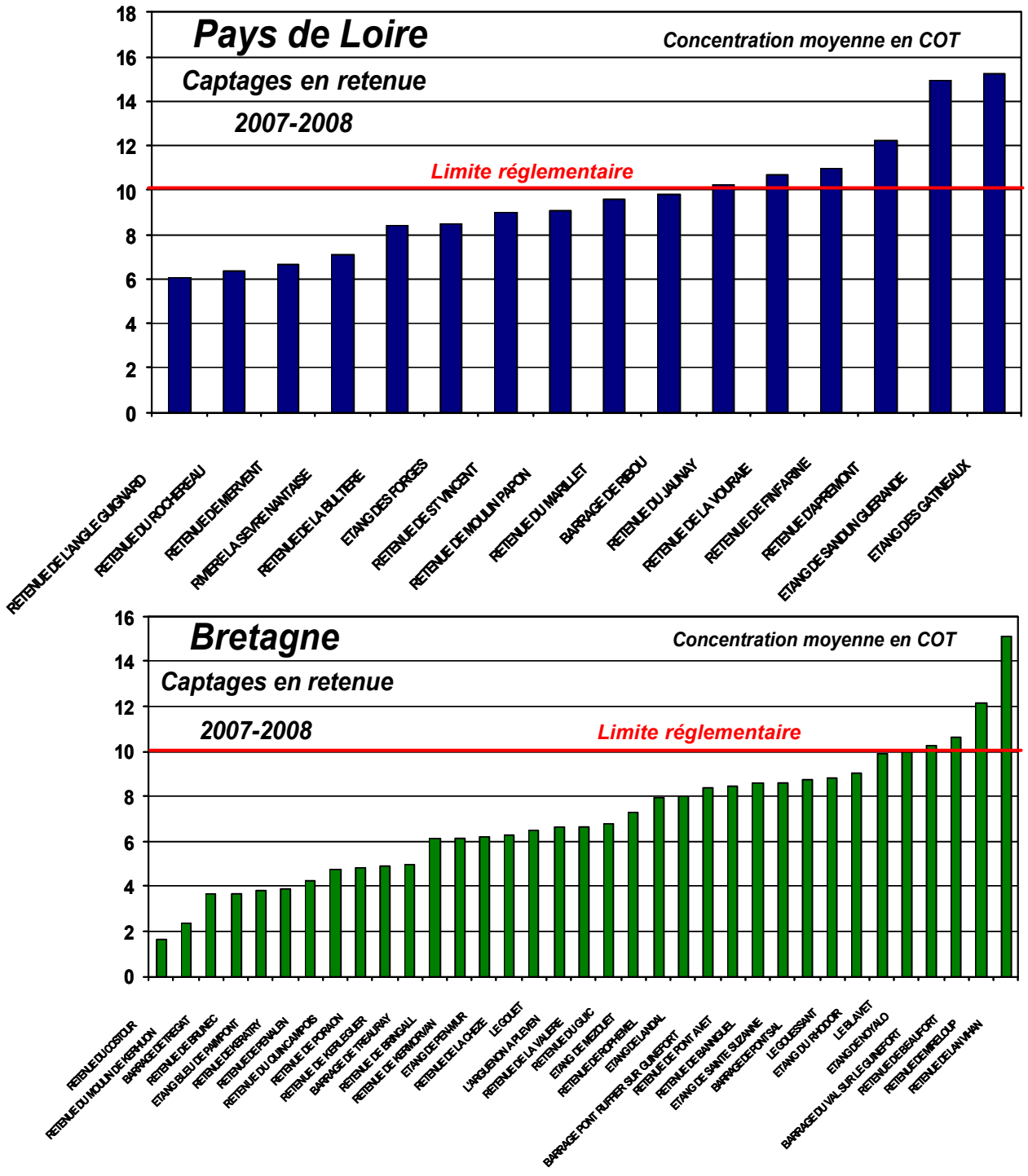


Figure 13. Histogrammes comparant la distribution des concentrations moyennes en COT dans les retenues des Pays de Loire et de Bretagne en 2007-2008. Les concentrations moyennes sont exprimées en mg/L de COT. Données du contrôle sanitaire.

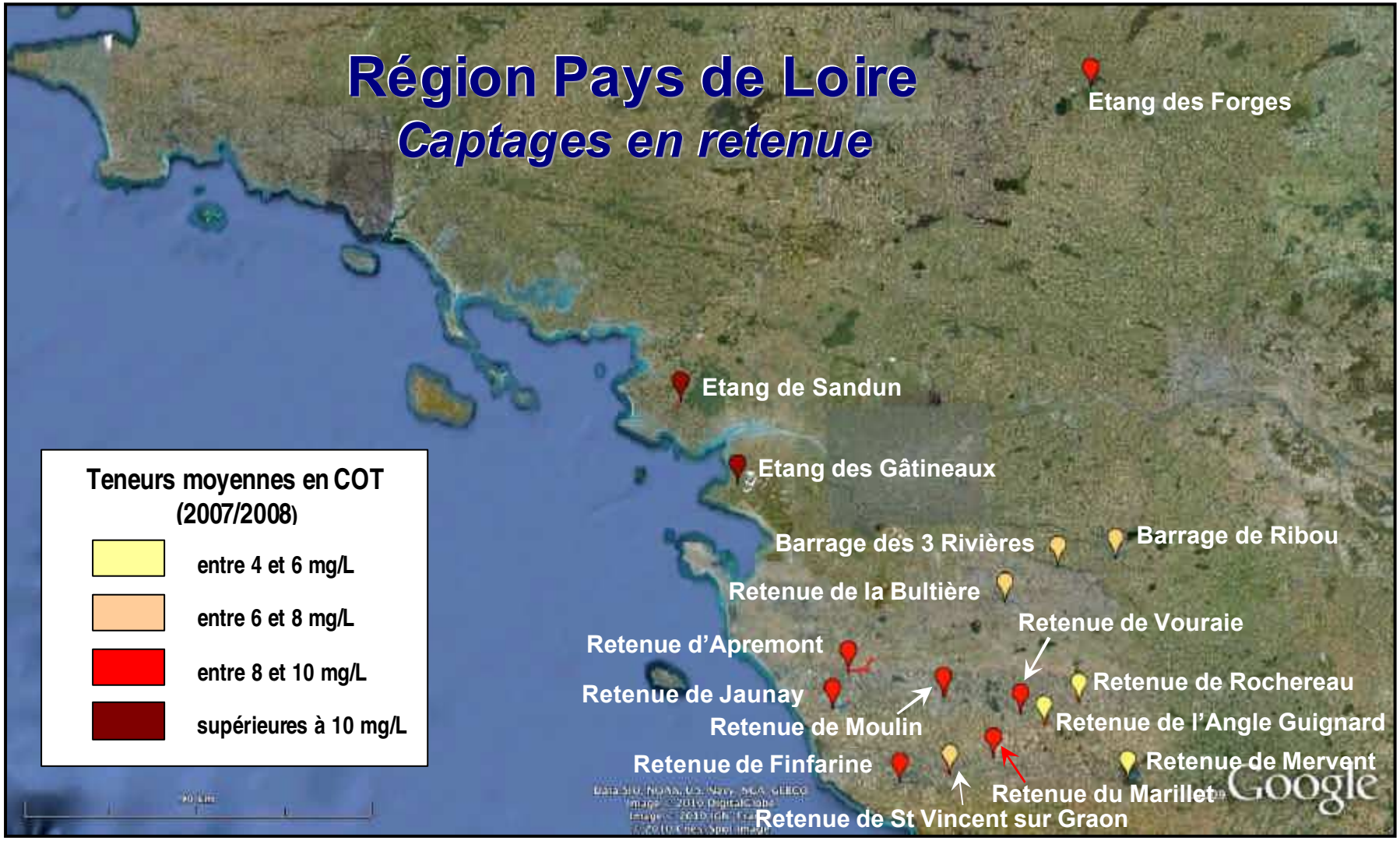


Figure 14. Distribution spatiale de la pollution des prises d'eau en retenue des Pays de Loire par les MO telle qu'établie à partir des concentrations en COT mesurées en 2007 et 2008. Données du contrôle sanitaire.

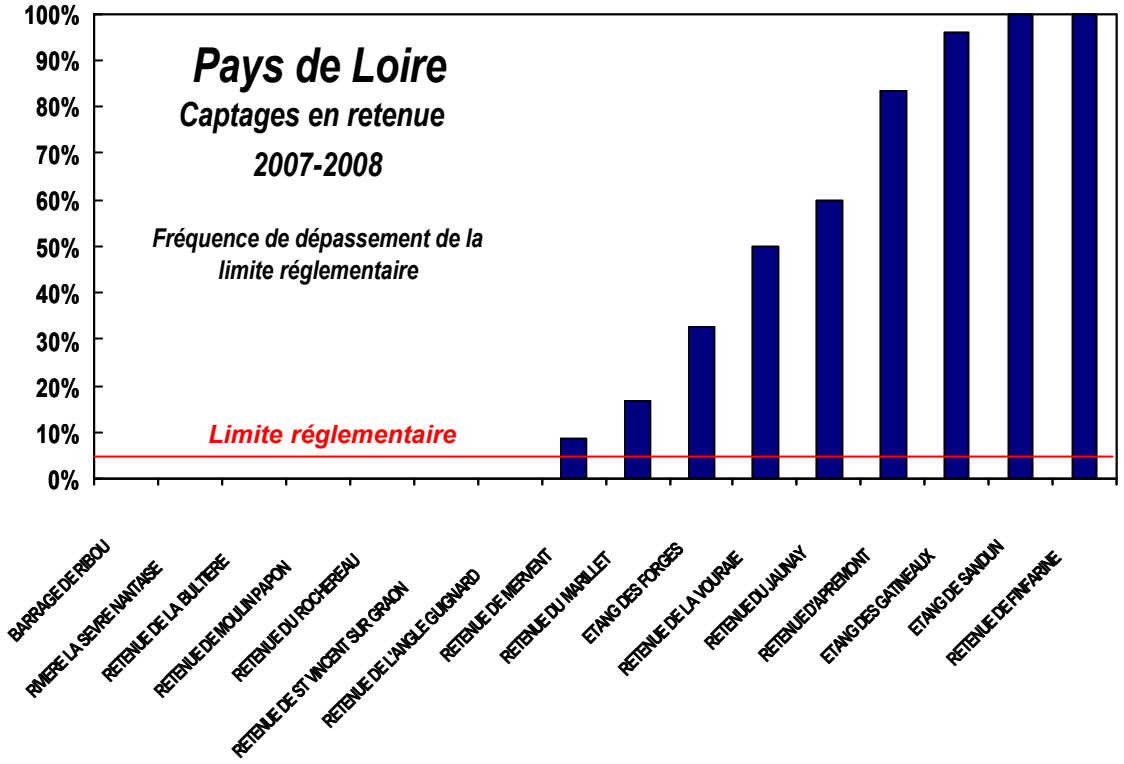


Figure 15. Histogramme illustrant la fréquence des dépassements de la limite réglementaire MO enregistrée en 2007-2008 dans les retenues des Pays de Loire. Données du contrôle sanitaire.

3.1.2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution

Les tendances long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT ont été analysées pour les 16 retenues des Pays de Loire équipées de captages d'eau brute. Les tendances sont représentées par la pente définie par les moyennes glissantes sur trois ans des concentrations moyennes annuelles en COT . La période de temps analysée est de 20 ans environ, sauf pour les retenues d'Apremont, de la Bultière et le Barrage des Trois Rivières pour lesquelles le recul n'est que de 10 ans. Trois faits principaux ressortent (**figure 16**):

1) Les retenues des Pays de Loire montrent des trajectoires divergentes dans le temps, avec 3 retenues montrant des tendances à la hausse, 8 montrant des tendances à la baisse, et 5 montrant des concentrations stables.

2) Il n'y a pas de corrélation nette entre les tendances long-termes et les concentrations moyennes actuelles. Ainsi, des tendances divergentes sont observées au sein du groupe des retenues actuellement les plus polluées, avec une tendance à la baisse observée pour la retenue de Finfarine (4ème retenue la plus polluée), alors que les retenues des Gâtineaux et de Sandun montrent des tendances à la hausse.

3) La divergence des trajectoires long-termes observée pour les retenues des Pays de Loire rejoint celle observée pour les retenues de Bretagne. Tout juste note-t-on une amplification des extrêmes dans le cas

des Pays de Loire avec des taux d'augmentation et de diminution, respectivement inférieurs et supérieurs à ceux observées en Bretagne.

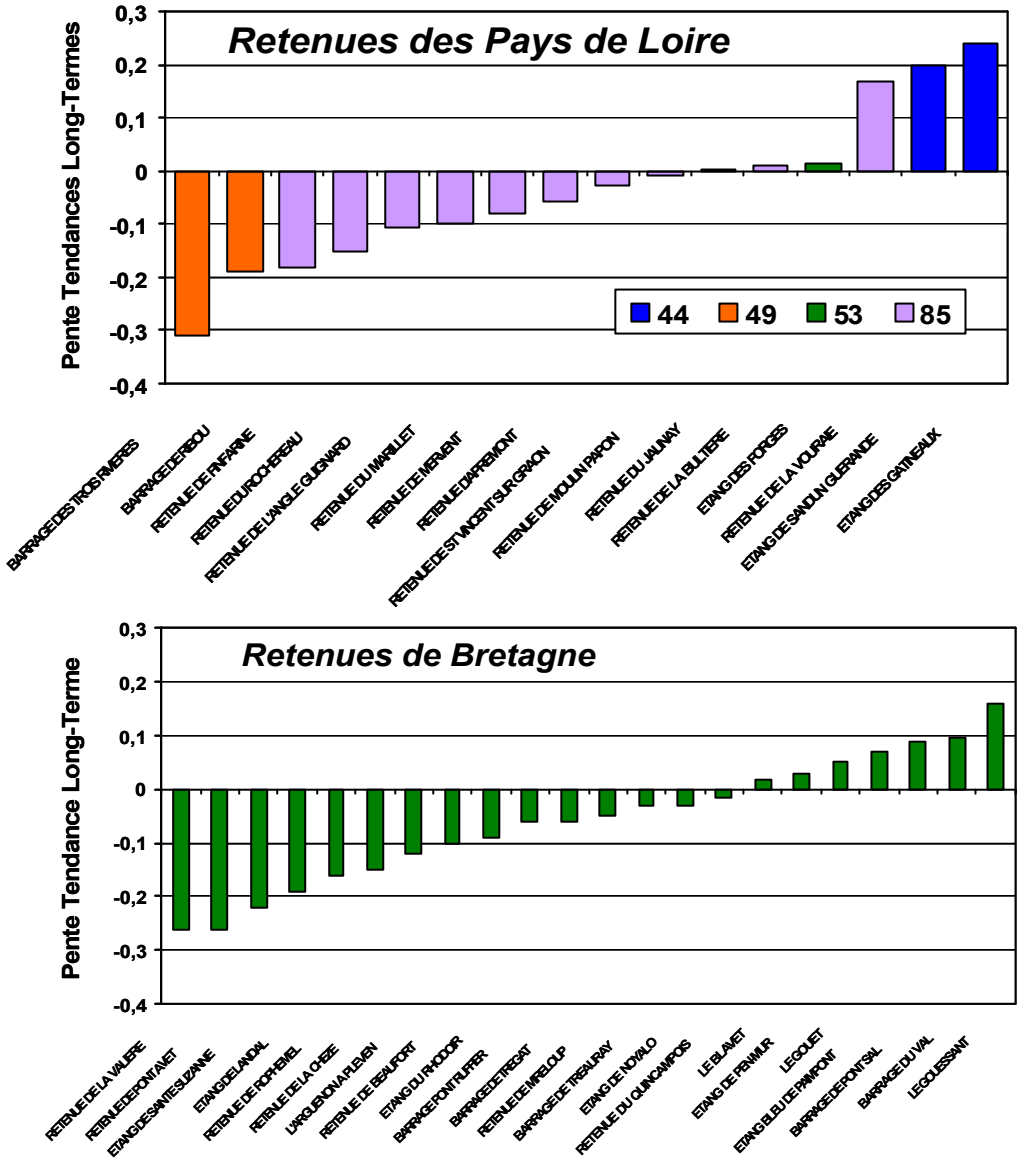


Figure 16. Histogrammes comparant la distribution des pentes des trajectoires long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT enregistrées pour les retenues des Pays de Loire et de Bretagne. Données du contrôle sanitaire.

Ci-dessous, nous détaillons des exemples illustratifs des trois catégories de tendances long-termes observées pour les retenues des Pays de Loire.

Tendances à la hausse. Les deux exemples les plus emblématiques de cette catégorie sont les étangs des Gâtineaux et de Sandun en Loire Atlantique (**figure 17**). Les deux séries s'étendent sur 16 et 15 ans respectivement. Les taux d'augmentation sont très proches: de 0.24 mg/L/an pour l'étang des Gâtineaux contre 0.22 mg/L/an pour celui de Sandun. Ces taux sont supérieurs au taux maximal de 0.16 mg/L/an observé pour les prises d'eau en retenue de Bretagne (prise d'eau de Saint Trimorel sur le Haut-Gouessant).

Un point notable de la **figure 17** est l'apparition d'une cyclicité en phase pour les deux séries avec des maximums centrés sur les années 1995 et 2001. Une cyclicité comparable a déjà été mise en évidence pour des retenues et rivières d'Angleterre et de Bretagne (*Worrall et al., 2003; Gruau et al. 2006*), et mise en relation avec les variabilités de l'hydroclimat. En effet, des comparaisons avec les variations de pluviosité ou de débit montrent que les années 1995 et 2001 à forte concentration correspondent à deux années extrêmement pluvieuses avec des dépits spécifiques très supérieurs à la moyenne suggérant des nappes plus hautes et plus proches des horizons organiques des sols, alors que les années à faible concentration correspondent à l'inverse à des années sèches avec des niveaux de nappe plus bas et donc des écoulements éloignés des horizons organiques des sols. L'enregistrement par les séries MO des Gâtineaux et de Sandun des variations de l'hydroclimat, et la mise en relation des variations observées avec des différences dans la hauteur des nappes sont deux éléments suggérant une origine probablement allochtone de la MO contaminante de ces deux masses d'eau (lessivage des horizons organiques du sol).

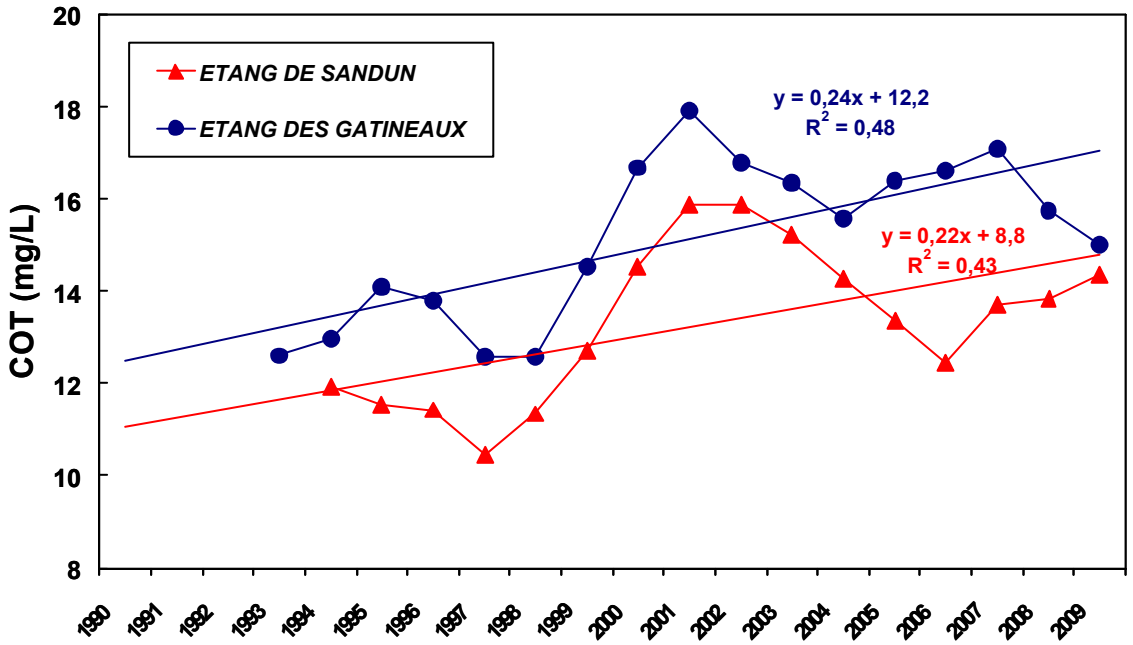


Figure 17. Exemples de tendances long-termes à la hausse.

Tendances à la baisse. Trois exemples sont présentés dans la **figure 18**: barrage des Trois Rivières et de Ribou; retenue du Rochereau. Les séries courent sur des périodes allant de 19 à 13 ans. Les taux de diminution vont de -012 mg/L/an (retenue du Rochereau) à -0.27 mg/L/an de COT (barrage des Trois Rivières). Ce dernier est le plus négatif jamais enregistré à l'échelle du Grand Ouest (i.e. Bretagne et Pays de Loire confondus). A l'exception de la série du Ribou qui montre un semblant de maximum aux alentours des années 1999-2001, les séries ne montrent pas la cyclicité temporelle observée pour les séries à la hausse des étangs de Gâtineaux et de Sandun.

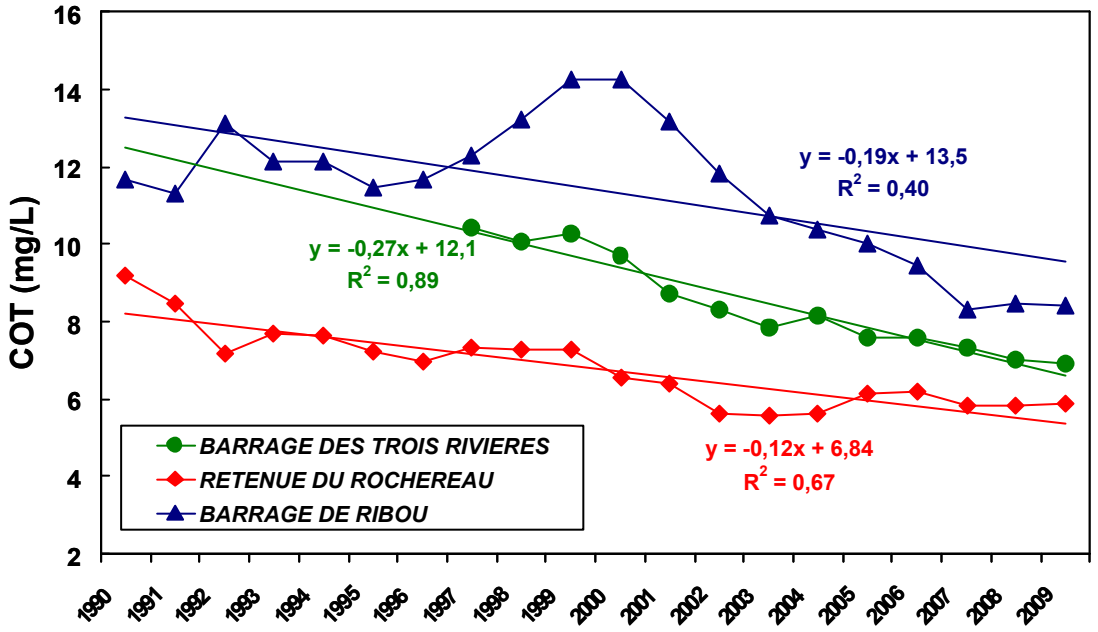


Figure 18. Exemples de tendances long-termes à la baisse.

Tendances stable. Les trois exemples présentés dans la **figure 19** sont ceux des retenues de Mervent et de Jaunay et de l'Etang des Forges. Les séries se distinguent par la présence (Etang des Forges) ou l'absence de cyclicité (Retenues de Mervent et du Jaunay). Si l'on reprend l'argument développé pour les séries des Gâtineaux et de Sandun, la cyclicité observée pour l'Etang des Forges suggère une prépondérance des MO allochtones comme source de pollution.

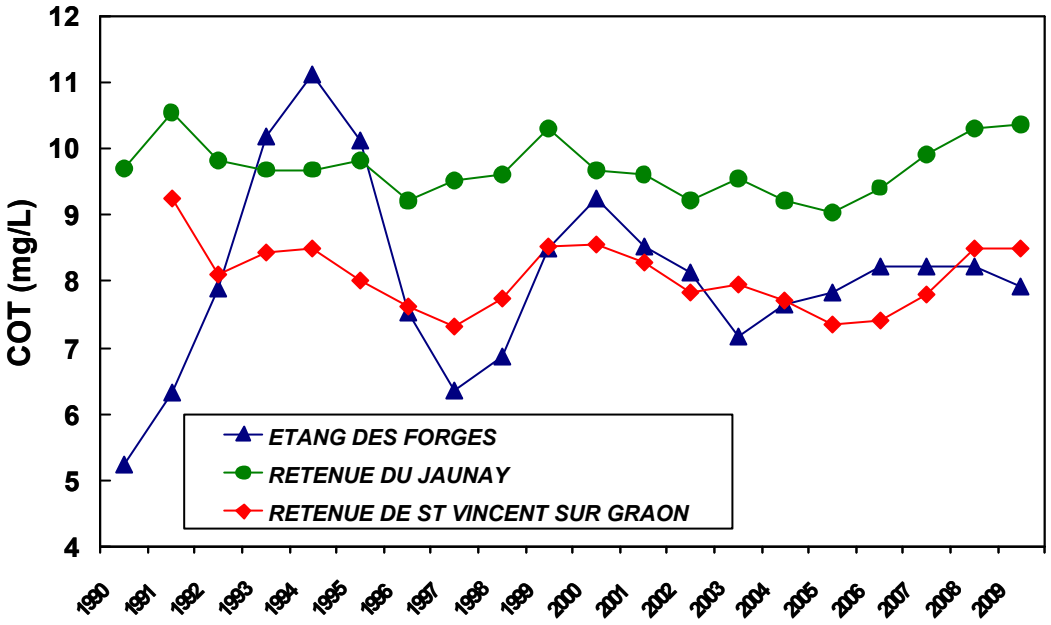


Figure 19. Exemples de tendances long-termes à la baisse.

3.2. Prises d'eau en rivière

3.2.1. Intensité et variabilité spatiale actuelle de la pollution

L'intensité et la variabilité actuelle de la pollution (moyenne 2007-2008) sont présentées sous forme d'histogrammes dans les **figures 20** (concentrations moyennes) et **21** (fréquence de dépassement de la limite réglementaire), et en carte dans la **figure 22**. Les points suivants sont notés:

1) L'intensité de la pollution varie d'une prise d'eau à l'autre, mais sensiblement moins que dans le cas des prises d'eau en retenue: le facteur de variation est seulement de 1.7, contre 2.5 pour les retenues. L'intensité maximale de la pollution est également moins forte puisque le maximum observé (7.8 mg/L pour l'Erdre) est très nettement inférieur à celui observé pour les retenues (14,5 mg/L). En outre, et contrairement aux captages en retenues, aucune prise d'eau en rivière n'affiche des concentrations moyennes en COT supérieures à la limite réglementaire. On notera que la Vilaine et le l'Erdre sont exclues de la compilation du fait de l'absence de données COT en 2007 et 2008 pour la première et en 2008 pour la seconde.
2) Comparés au cas de la Bretagne, les captages en rivière des Pays de Loire montrent sensiblement la même variabilité des concentrations, avec cependant une gamme légèrement plus resserrée: 4.5 à 7.8 mg/L contre 3.2 à 9.3 mg/L pour les captages en rivière de Bretagne (**figure 20**).

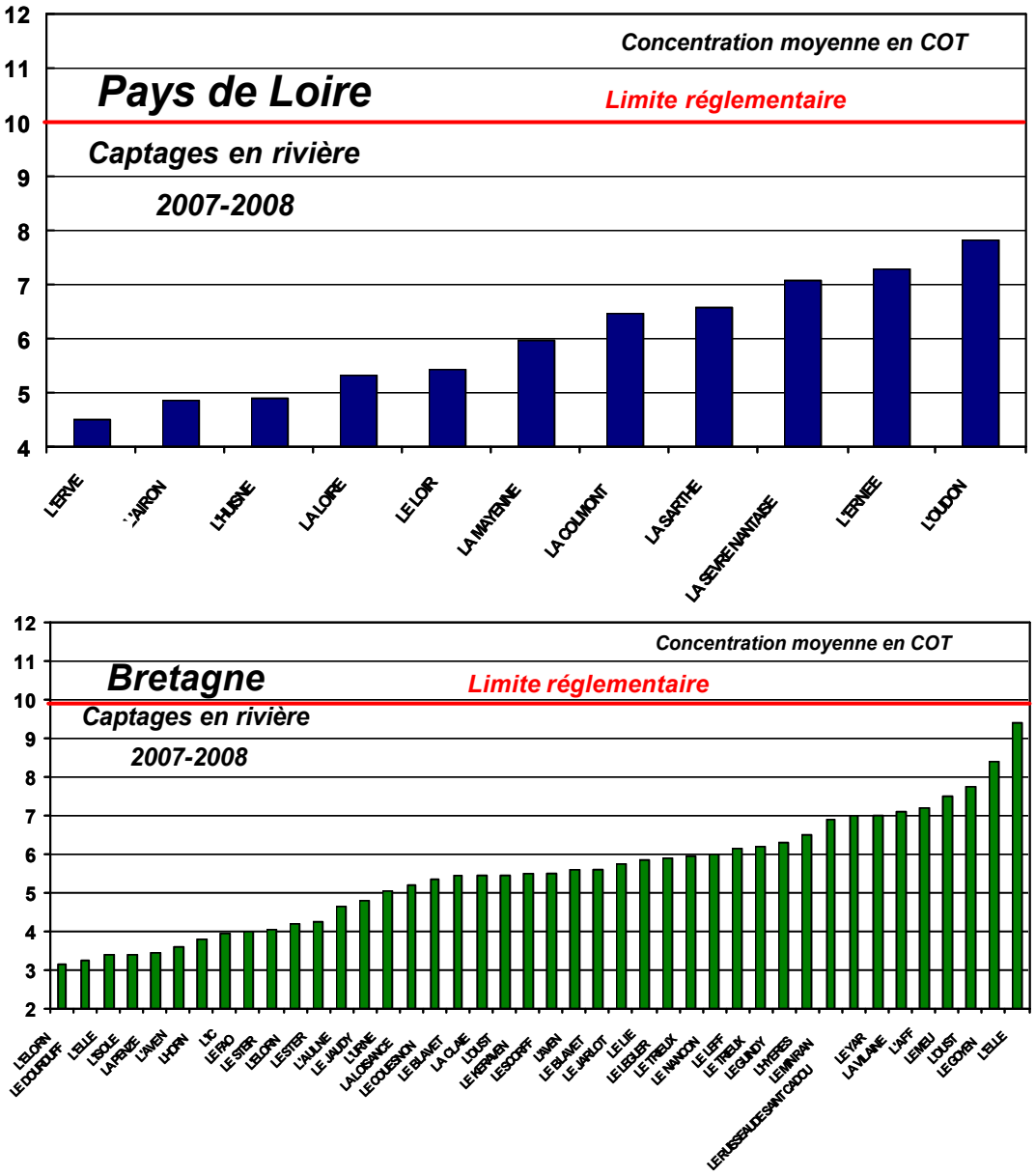


Figure 20. Histogrammes comparant la distribution des concentrations moyennes en COT dans les rivières des Pays de Loire et de Bretagne en 2007-2008. Les concentrations moyennes sont exprimées en mg/L de COT. On notera que les prises d'eau multiples sur une même rivière (Loir, Loire, Mayenne, Sarthe et Huisne dans le cas des Pays de Loire) ont été combinées pour calculer une moyenne par rivière. Données du contrôle sanitaire.

3) Traduite en fréquence de dépassement de la limite réglementaire (F_{Dep}), la pollution des prises d'eau en rivière des Pays de Loire équivaut à 10 prises d'eau sur 30 affichant des taux de dépassement supérieurs à la limite des 5%, soit un taux de non-coformité 2007-2008 de 30% (voir **figure 21**). Contrairement aux prises d'eau en retenue, aucune prise d'eau en rivière des Pays de Loire n'affiche de dépassement permanent de la limite réglementaire MO, la fréquence maximale de dépassement n'excédant pas 22% (**figure 21**).

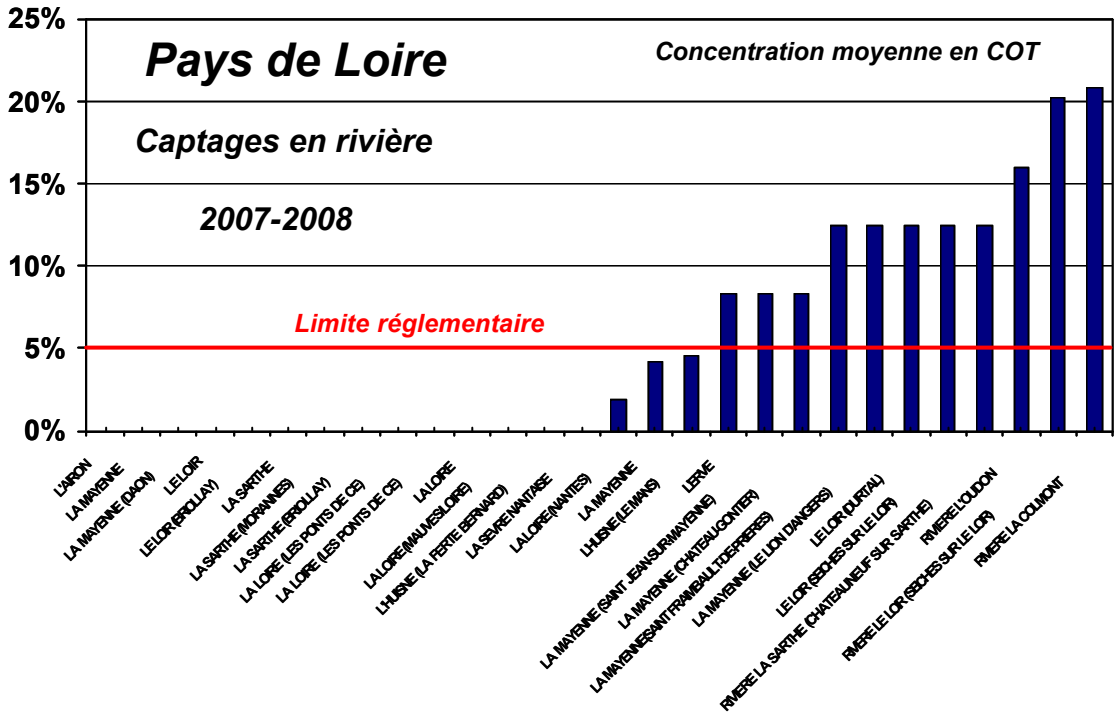


Figure 21. Histogrammes de la fréquence de dépassement de la limite réglementaire MO au droit des captages en rivière des Pays de Loire au cours la période 2007-2008. Données du contrôle sanitaire.

La **figure 21** présente la variabilité des concentrations en carte. Cinq classes de concentration ont été définies avec attribution de codes couleurs spécifiques à chaque classe. La figure montre que les captages les moins contaminés sont globalement situés à l'est de la région le long des cours du Loir, de la Sarthe et de L'Huisne.

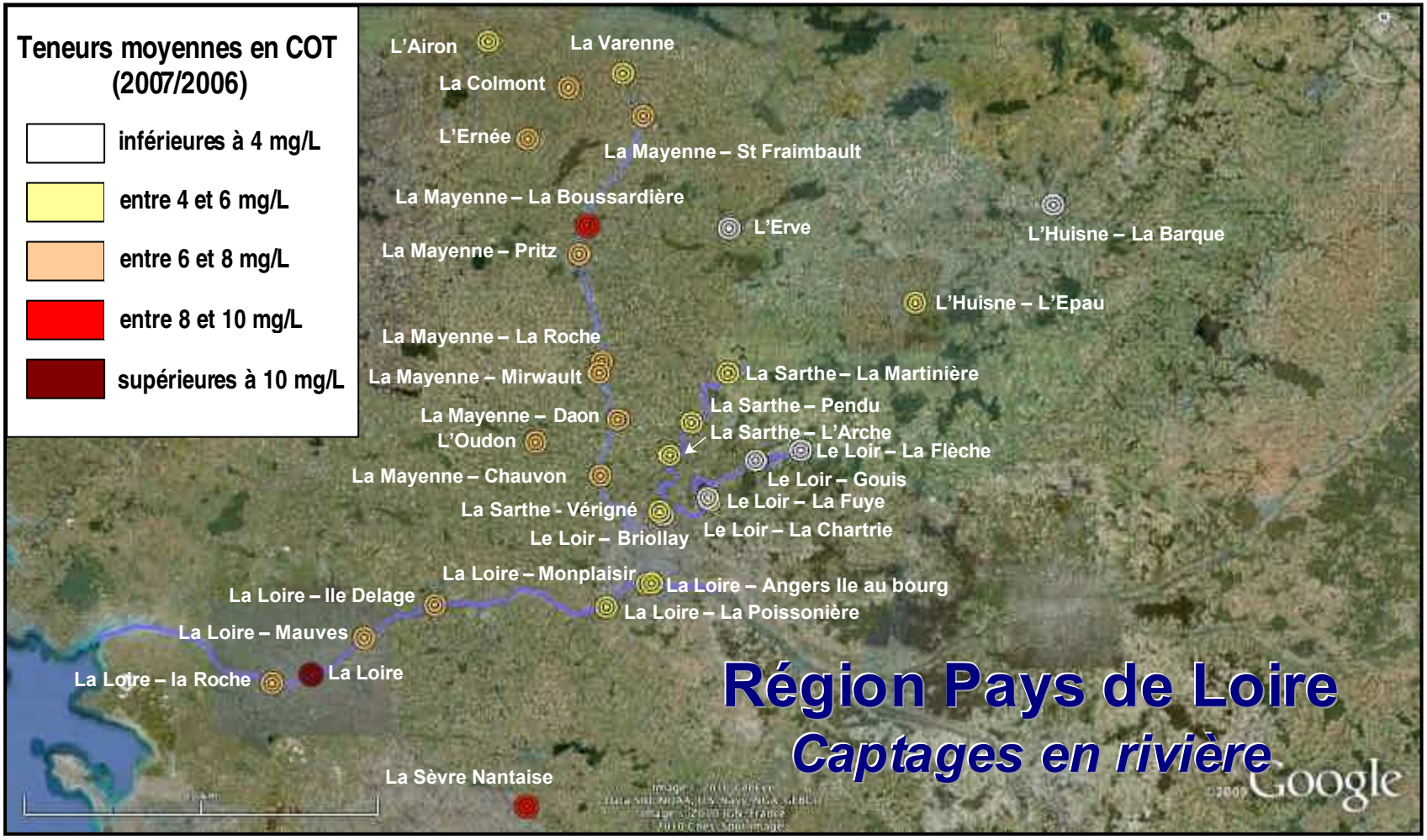


Figure 22. Distribution spatiale de la pollution par les MO des prises d'eau en rivière des Pays de Loire, telle qu'établie à partir des concentrations en COT mesurées en 2007 et 2008. Données du contrôle sanitaire. On note la concentration des captages faiblement contaminés dans la partie est de la Région.

3.2.2. Variabilité temporelle et trajectoires d'évolution

Les tendances long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT ont été analysées pour les 32 prises d'eau en rivière des Pays de Loire. Comme pour l'analyse de la pollution actuelle et de sa variabilité spatiale, les prises d'eau installées sur une même rivière ont été combinées et analysées sous forme de moyenne. Cette procédure permet d'augmenter la fréquence des mesures et donc de diminuer les incertitudes sur les concentrations moyennes annuelles et par conséquent sur les trajectoires long-termes (voir **tableau 2**). Elle est justifiée par le fait que les concentrations moyennes annuelles varient peu de l'amont à l'aval d'une même rivière (*Gruau et al., 2004;* voir chapitre *Discussion* de ce rapport). Comme pour les captages en retenue, les tendances sont représentées par la pente définie par les moyennes glissantes sur trois ans des concentrations moyennes annuelles en COT. La Mayenne est la rivière la mieux définie en terme d'incertitude (5%) et de longueur de série (20 ans). Pour les trois autres rivières disposant d'incertitudes sur la moyenne <15% (Loire, Sarthe et Loir), la longueur des séries ets comprise entre 15 (Loire) et 10 ans (Sarthe et Loir). Enfin, pour les rivières disposant d'incertitudes ≥20%, les longueurs des séries sont variables allant de 20 ans pour l'Ernée, La Colmont, la Varenne et l'Erve à 5 et 6 ans pour l'Erdre et la Sèvre Nantaise, respectivement. A noter que pour ces deux dernières rivières, les séries sont tronquées se terminant en 2003 pour l'Erdre et en 1998 pour la Sèvre Nantaise. Quatre faits principaux ressortent de l'analyse des pentes (**figure 23**):

1) Comme pour les retenues on observe une divergence des trajectoires avec 6 rivières montrant des trajectoires à la baisse, 2 montrant des trajectoires à la hausse, et 6 des concentrations stables dans le temps.
2) Comme pour les retenues, il n'y a pas de tendances nettes entre les niveaux de pollutions actuelles des prises d'eau et les tendances long-termes affichées par leur concentration moyenne. Ainsi la rivière l'Oudon qui a l'un des taux de pollution actuel les plus élevés montre une tendance à la baisse. Inversement, l'Erve, rivière très peu contaminée à l'heure actuelle, montre une tendance long-terme légèrement à la hausse.
3) L'Erdre montre une tendance extrême caractérisée par une très forte augmentation des concentrations entre 1999 et 2003, lesquelles sont passés de 11 à 29 mg/L soit une multiplication par 3 en 5 ans. On notera que la moyenne annuelle était retombée à 11 mg/L en 2008.
4) La divergence des trajectoires long-termes observée pour les rivières des Pays de Loire rejoint celle observées pour leurs homologues de Bretagne. On note cependant une proportion plus importante de rivières à la baisse dans les Pays de Loire (43%) par rapport au cas de la Bretagne (23%).

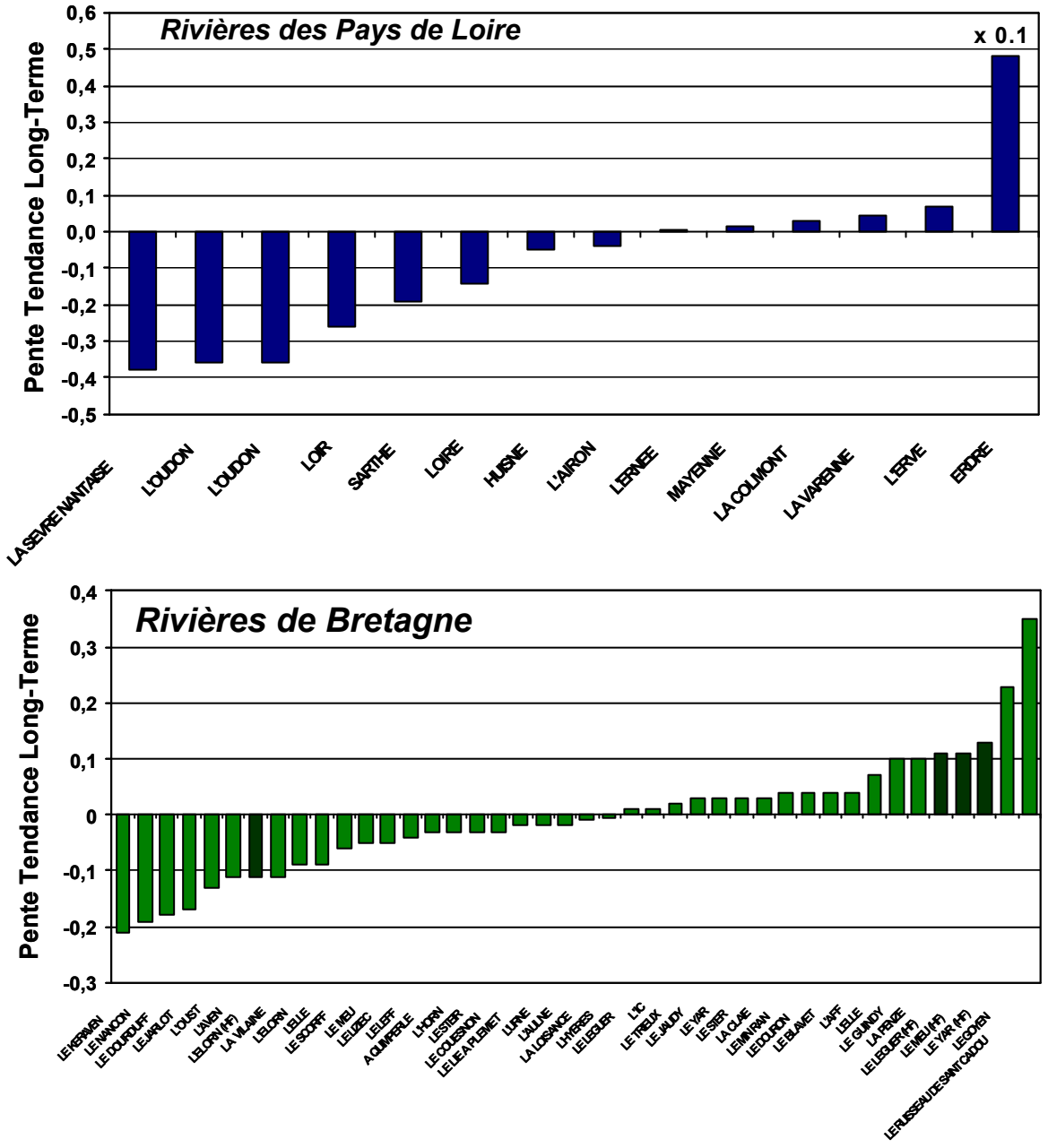


Figure 23. Histogrammes comparant la distribution des pentes des trajectoires long-termes des concentrations moyennes annuelles en COT enregistrées pour les rivières des Pays de Loire et de Bretagne. Données du contrôle sanitaire. Nota: pour les rivières de Bretagne, la notation HF entre parenthèse après le nom de la rivière renvoie aux séries d'autocontrôle hautes-fréquences fournies par les exploitants de prises d'eau.

Ci-dessous, nous détaillons les évolutions des rivières disposant d'un nombre suffisant de mesures annuelles pour minorer les incertitudes (I_{moy}) sur les concentrations moyennes annuelles.

Rivières disposant d'une relative haute-fréquence de mesures ($I_{moy} \leq 15\%$). Les quatre rivières dans ce cas montrent des tendances contrastées (**figure 24**). La Sarthe et le Loir, rivières caractérisées par des tendances long-termes à la baisse, sont toutes deux caractérisées par de fortes oscillations de leurs concentrations moyennes avec des maximums en 2000-2001 et des minimums en 2005-2006. Ces oscillations renvoient à celles observées pour les retenues des Gâtineaux et de Sandun, et ont comme dans le cas de ces dernières une origine très vraisemblablement climatique. On notera que la tendance à la baisse indiquée par la régression linéaire des séries de données relatives à ces deux rivières est très fortement conditionnée par l'existence de cette cyclicité et notamment par la forte baisse des concentrations enregistrées entre 2001 et 2006. Ce conditionnement peut jeter le doute sur la réalité des tendances à la baisse indiquée par la régression linéaire des séries de données propres à ces deux rivières.

Le cas de la Loire est différent. Cette rivière dispose en effet d'une série temporelle plus longue marquée par une quasi-absence d'oscillation. La tendance à la baisse semble ici manifeste avec une diminution régulière de la concentration moyenne en COT depuis 2000 (diminution de 3mg/L en 8 ans).

Reste le cas de la Mayenne. Cette rivière est précieuse dans la mesure où elle fourni la série de données la plus longue (20 ans de recul). La série est ici marquée par une triple évolution caractérisée par 1) une augmentation forte et régulière des concentrations entre 1988 et 1993 (de 3,3 mg/L en moyenne en 1988 à 7.6 mg/L en moyenne en 1993), 2) une phase de relative stabilité entre 1993 et 1998, et 3) une lente diminution entre 1998 et l'actuel (5 mg/L). On notera que dans la période 1993-2009, l'évolution de la Mayenne décrit grosso modo la même tendance que celle de la Loire, mise à part la légère remontée des concentrations entre 2002 et 2006.

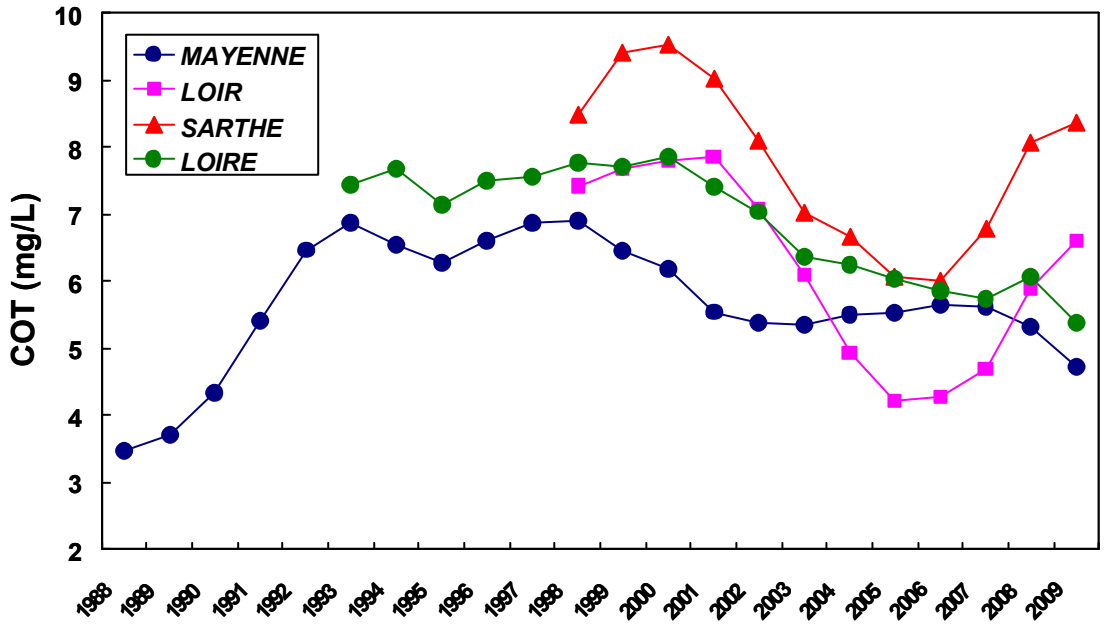


Figure 24. Tendances long-termes décrites par les rivières des Pays de Loire disposant d'une relative haute-fréquence de mesures.

Rivières disposant d'une basse-fréquence de mesures (I_{moy} ≥20%). Les tendances définies par ces rivières prises individuellement peuvent ne pas avoir de réelle signification. Les tendances de trois rivières sont cependant illustrées dans la **figure 25** car affichant suffisamment de régularité ou de cohérence (cohérence avec les tendances définies par les rivières disposant d'une plus haute-fréquence de mesures) pour être probablement significatives. Le cas le plus probable est celui de l'Oudon, dont la tendance marque les mêmes oscillations que celles définies par les tendances de la Sarthe et du Loir. L'autre cas probablement significatif est celui de la Colmont dont la série très longue est marquée par une augmentation régulière et très forte des concentrations entre 1988 et 1994, ressemblant en cela au cas de la Mayenne. Enfin l'augmentation très importante déjà signalée des concentrations de l'Erdre entre 1999 et 2003 possède un degré tel de régularité et de progressivité qu'il semble difficile de ne pas la considérer comme significative.

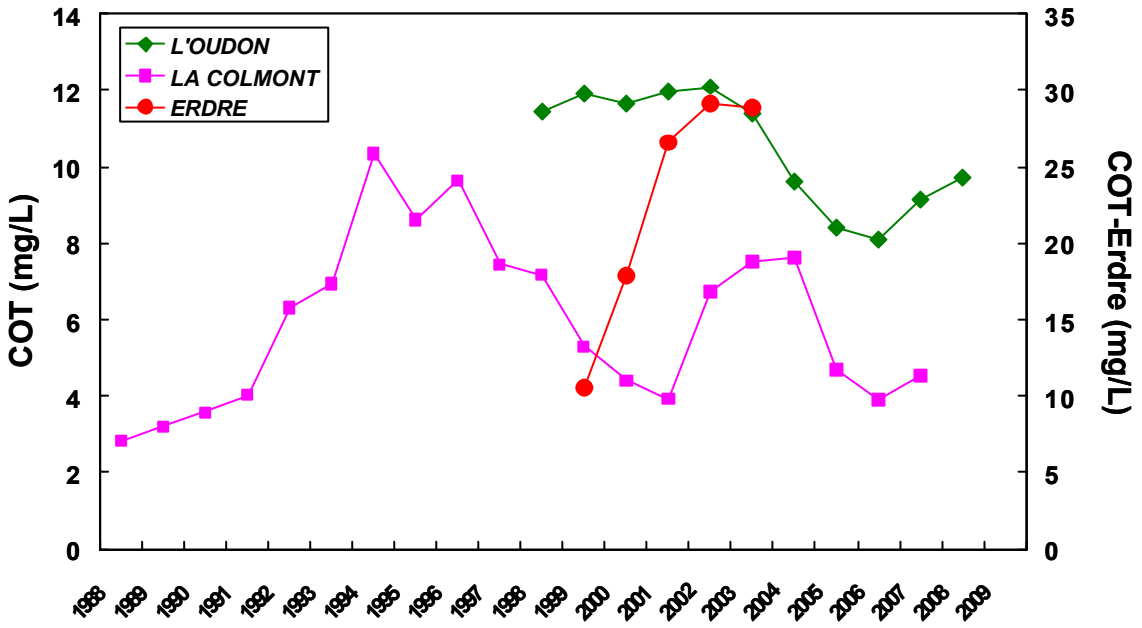


Figure 25. Exemples de tendances long-termes décrites par les rivières des Pays de Loire ne disposant pas d'une haute-fréquence de suivi.

3.3. Variabilité du rapport Oxydabilité/COT

Les travaux antérieurs réalisés en Bretagne ont montré que le rapport oxydabilité/COT n'était pas constant entre les prises d'eau de cette région, mais variait de 1.63 à 0.84, avec les prises d'eau en rivière montrant des valeurs en moyenne plus élevées (1.28) que les prises d'eau en retenue (1.05; voir *Gruau et al., 2009*). En outre, ces mêmes travaux antérieurs ont montré que la variabilité du rapport oxydabilité/COT corrélait dans les captages de Bretagne avec une variabilité de l'absorbance UV (voir figure 26), corrélation qui a été interprété comme la preuve que la variabilité du rapport oxydabilité/COT reflétait des variations dans la composition chimique de la MO polluante des prises d'eau, la MO polluante des prises d'eau en retenue étant moins riche en noyau aromatique que celle polluante des prises d'eau en rivière.

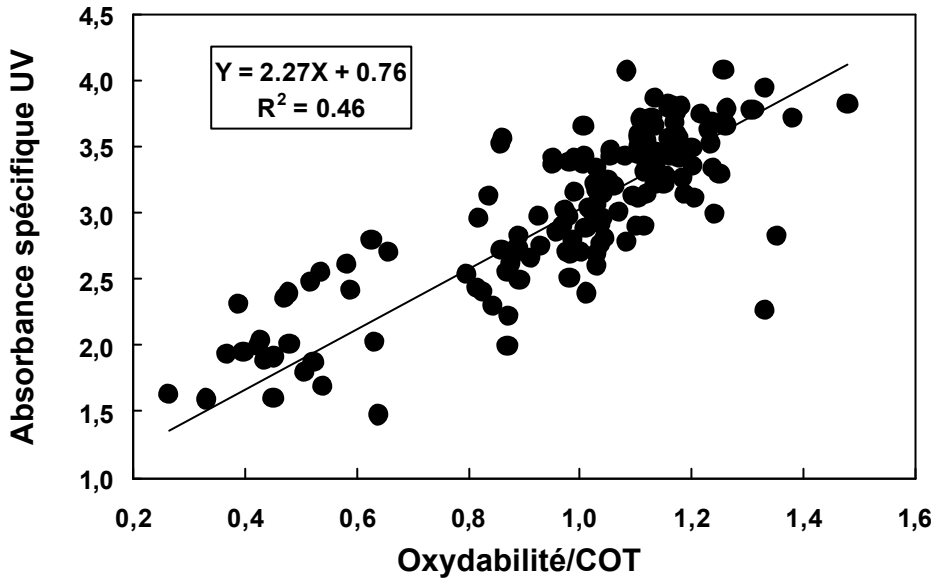


Figure 26. Diagramme montrant l'existence d'une corrélation positive linéaire entre l'absorbance spécifique UV à 254 nm et le rapport oxydabilité/COD pour les eaux brutes de Bretagne. D'après *Gruau et al., 2009*.

Dans cette étude nous avons comparé les captages des Pays de Loire à ceux de Bretagne du point de vue de ce rapport avec l'objectif de vérifier si la relation mise à jour dans le cas de la Bretagne s'appliquait aussi aux Pays de Loire. Comme le montre le **tableau 3**, les prises d'eau des Pays de la Loire montrent également des rapports oxydabilité/COT variables, allant de 0.66 à 1.40 suivant les prises d'eau. Par ailleurs, et comme en Bretagne, ces rapports sont en moyenne plus faibles dans les prises d'eau en retenue (0.87) que pour celles en rivière (1.05).

Retenues/*Rivières*	Oxydabilité/ COT	Limite COT (équivalent 10 mg/L d'oxydabilité)
L'Oudon	*0,66*	*15,2*
Lac de Ribou	0,72	13,9
La Sarthe	*0,74*	*13,5*
Retenue de Mervent	0,74	13,5
Retenue de Finfarine	0,77	13,0
Le Loir	*0,78*	*12,8*
Retenue de Rochereau	0,79	12,7
Retenue de l'Angle Guignard	0,82	12,2
Retenue du Marillet	0,83	12,0
Retenue d'Apremont	0,84	11,9
Retenue de Vouraie	0,84	11,9
Etang de Sandun	0,89	11,2
La Loire	*0,90*	*11,1*
Barrage des Trois Rivières	0,90	11,1
Retenue de Bultière	0,91	11,0
L'Huisne	*0,92*	*10,9*
Retenue de Graon	0,92	10,9
Etang des Forges	0,97	10,3
Retenue de Moulin Papon	0,97	10,3
Retenue de Jaunay	0,98	10,2
Etang des Gâtineaux	1,00	10,0
L'Erdre	*1,05*	*9,5*
La Mayenne	*1,14*	*8,8*
L'Erve	*1,21*	*8,3*
La Colmont	*1,25*	*8,0*
L'Ernée	*1,28*	*7,8*
La Varenne	*1,32*	*7,6*
L'Airon	*1,40*	*7,1*
Moyenne Rivière	***1,05***	***10,0***
Moyenne Retenue	**0,87**	**11,6**

Tableau 3. Valeurs du rapport oxydabilité/COT calculées pour les prises d'eau en rivière et en retenue des Pays de Loire. La colonne de droite indique la valeur que devrait prendre la limite réglementaire COT, captage par captage, pour que celle–ci soit en correspondance stricte avec la limite réglementaire de 10 mg/L d'oxydabilité en vigueur avant 2007. Ce point est discuté plus avant dans la partie discussion de ce rapport.

Chapitre 4

Discussion
Causes possibles et recommandations

Dans cette partie, nous passons en revue les objectifs techniques de l'étude de examinons comment les nouvelles données présentées repositionnent (ou non) la question générale des caractéristiques et de l'origine de la pollution des eaux brutes superficielles par les MO.

4.1. A propos des caractéristiques de la pollution

L'analyse des données relatives à la pollution des captages d'eau brute des Pays de Loire par les MO montre une similitude de situation avec le cas de la Bretagne sur au moins trois plans:

1) Une intensité actuelle relativement comparable de la pollution, avec des taux de non-conformité comparables pour les deux régions, avoisinant 40 à 50% des captages (rivières et retenues confondues);
2) Une égale forte variabilité spatiale actuelle de la pollution avec cependant, dans le cas des Pays de Loire une tendance à voir les captages les moins contaminées concentrés dans les parties est et sud de la région;
3) La présence de tendances long-termes divergentes avec coexistence au sein de chaque région de tendances à la hausse, stable et à la baisse.

Ainsi, l'apport des données issues des Pays de la Loire renforcent les conclusions émises sur ces trois plans à partir des seules données provenant de Bretagne, démontrant en retour que la pollution des captages d'eau brute par les MO et les caractéristiques de cette pollution ne sont pas propres à la Bretagne.

L'un des résultats les plus importants est probablement la confirmation que la tendance à la dégradation sur le long terme ne concerne qu'une partie des prises d'eau, certaines prises d'eau ne voyant pas leurs concentrations sur le long terme augmenter mais au contraire diminuer (**figure 27**).

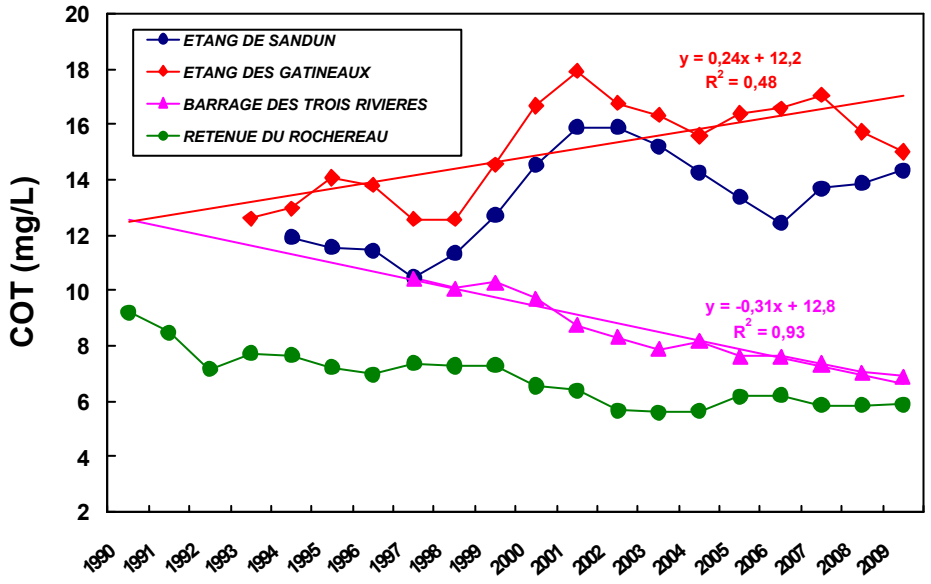


Figure 27. Figure illustrant la coexistence de trajectoires long-terme divergentes de la concentration moyenne en COT au sein des prises d'eau en retenue des Pays de Loire.

Cette divergence, déjà établie au sein des prises d'eau de Bretagne, confirme que la pollution par les MO est un phénomène complexe aux échelles considérées qui ne se résume pas à expliquer pourquoi certaines prises d'eau voient leur teneur en MO augmenter. Il faut aussi expliquer pourquoi d'autres voient dans le même temps leur teneur diminuer.

La combinaison des données de Bretagne et des Pays de Loire permet d'approcher quantitativement la répartition en pourcentage des différents types de prises d'eau (à la hausse, à la baisse et stable) à l'échelle du grand ouest. La base de données ainsi constituée rassemble un total de 94 prises d'eau, dont 38 en rivière et 66 en retenue (à noter que les prises d'eau installées sur une même rivière ont été rassemblées de manière à densifier les mesures). La **figure 28** montre que la proportion de captages subissant une augmentation temporelle de leur teneur en MO n'est que de 18%, les 80% restant se répartissant entre stabilité (44%) et tendance à la baisse (38%).

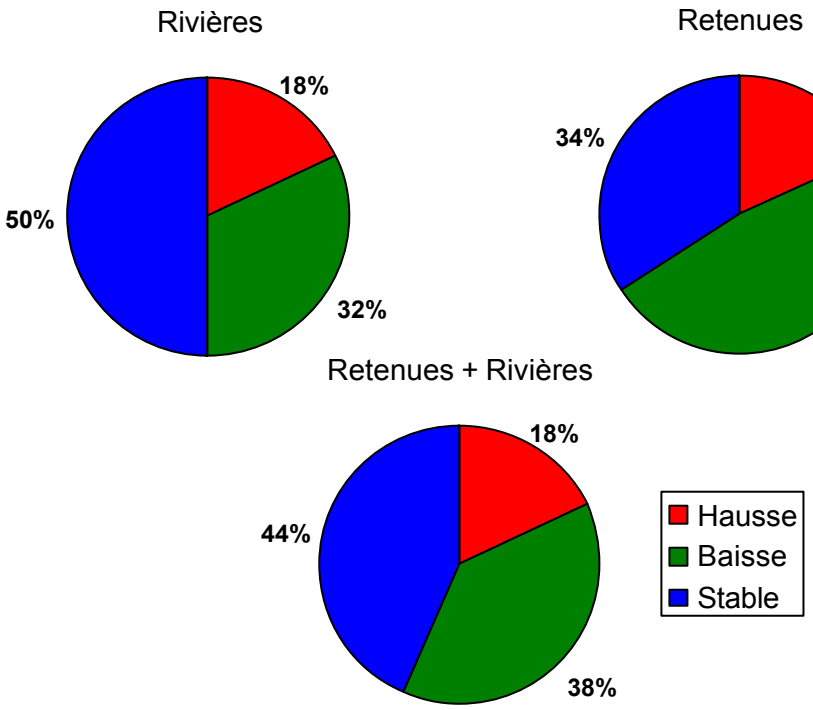


Figure 28. Répartitions des prises d'eau de Bretagne et des Pays de Loire par type de tendance évolutive.

Cette image d'un caractère peut-être minoritaire des prises d'eau voyant leurs concentrations en MO augmenter dans le temps doit être reçue avec précaution, eu égard aux fortes incertitudes pesant sur le calcul de certaines tendances, incertitudes liées à la fois à la fréquence très faible des mesures et aux incertitudes que cette dernière fait peser sur les tendances long-termes calculées. Ceci étant, la coexistence de tendances à la baisse et à la hausse est, elle, un fait acquis, puisque basé sur des séries haute-fréquences (voir **figure 6**; voir aussi *Gruau e tal., 2004*). L'ensemble Bretagne-Pays de Loire rejoint sur se plan des régions du monde comme l'Angleterre où la même coexistence a été établie (*Worrall et al., 2007*).

Du point de vue du gestionnaire et de la surveillance de la qualité sanitaire des eaux brutes, il est clair que doivent être considérées comme des prises d'eau à risque celles couplant une fréquence de dépassement actuellement supérieure à la limite réglementaire à des tendances évolutives long-termes stables ou à la hausse. Les bases de données constituées dans le cadre de cette étude ou des études réalisées précédemment en Bretagne permettent d'identifier ces prises d'eau dites à risque. Un exemple est donné dans la **figure 29** pour les prises d'eau en retenue des Pays de Loire, figure dans laquelle on peut voir que 5 prises d'eau sur un total de 16 peuvent être classifiées comme présentant un risque MO avéré. Nota: pour ces cinq prises d'eau, il conviendrait de densifier les mesures pour définir parfaitement les tendances évolutives tout en améliorant le diagnostic quant aux sources de la MO polluante, par exemple en mettant en œuvre des suivis entrée-sortie haute-fréquences couplés à une caractérisation chimique de la MO polluante (voir *Monchy et al., 2008; Gaury et al., 2008*).

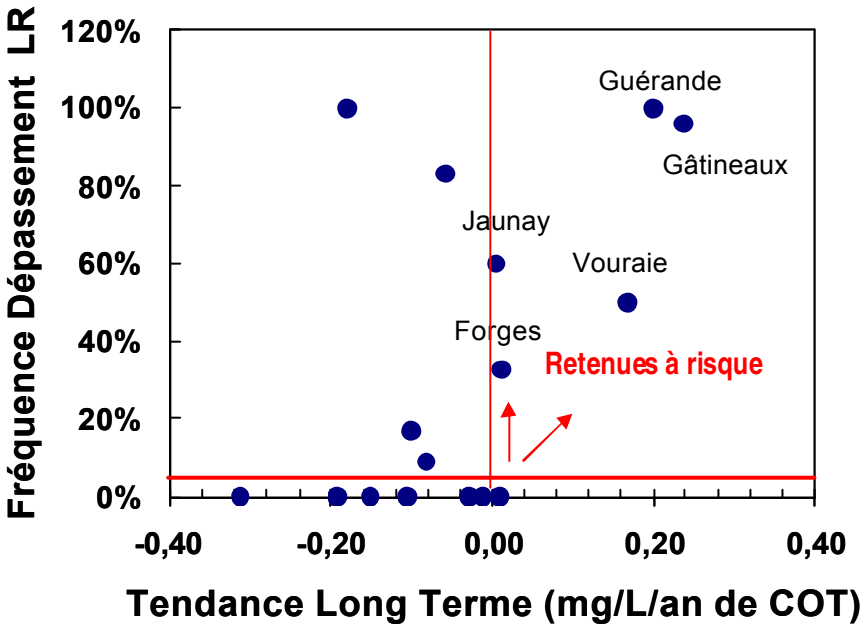


Figure 29. Identification des retenues des Pays de Loire présentant un risque MO.

Recommandation

Augmenter la fréquence des suivis sur les retenues identifiées comme présentant un risque MO avéré. Procéder à un diagnostic précis des sources de la pollution sur ces retenues en couplant des bilans entrée-sortie haute-fréquences et des études visant à caractériser chimiquement la MO polluante.

4.2. A propos de l'origine et des causes de la pollution

L'analyse effectuée ici n'intégrant pas d'informations précises sur le milieu biophysicochimqiue et les activités humaines (notamment agricoles) susceptibles d'être à l'origine des pollutions observées et de leur évolution dans le temps, il est clair que sa contribution quant aux causes ne peut être que mineure. L'analyse des concentrations permet cependant de valider des hypothèses émises précédemment suite aux travaux plus complets conduits en Bretagne, sur les deux plans suivants.

Origine allochtone de la MO polluante des rivières et absence d'impact des rejets urbains sur la pollution des rivières par les MO. Les travaux conduits en Bretagne ont montré que la teneur en MO des rivières était stable passée une taille limite de BV égale à 5 000 ha environ et ce pour des tailles de BV allant jusqu'à 80 000 ha, et que cette stabilité de concentration n'était pas affectée par la présence de rejets urbains et/ou industriels (*Gruau et al., 2004; Angée et al., 2006*). Ces observations conduisent à considérer 1) que les rivières ne sont pas productrices de MO (si c'était le cas, par exemple au travers des macrophytes qu'elles hébergent, on devrait observer une augmentation des concentration de l'amont à l'aval) et 2) que les rejets urbains et industriels ont un impact nul sur les concentrations moyennes en MO (d'où le fait que l'urbanisation ne peut pas être considérée comme la cause des tendances à la hausse observée sur le long terme). Ces deux observations sont parfaitement reproduites par les données des Pays de Loire, notamment celles relatives au prises d'eau de La Mayenne, lesquelles montrent en effet une constance des concentrations de l'amont vers l'aval et ce malgré un accroissement considérable de l'aire drainée et la traversée de plusieurs agglomérations dont celles de Mayenne, Laval et Château-Gontier (**figure 30**).

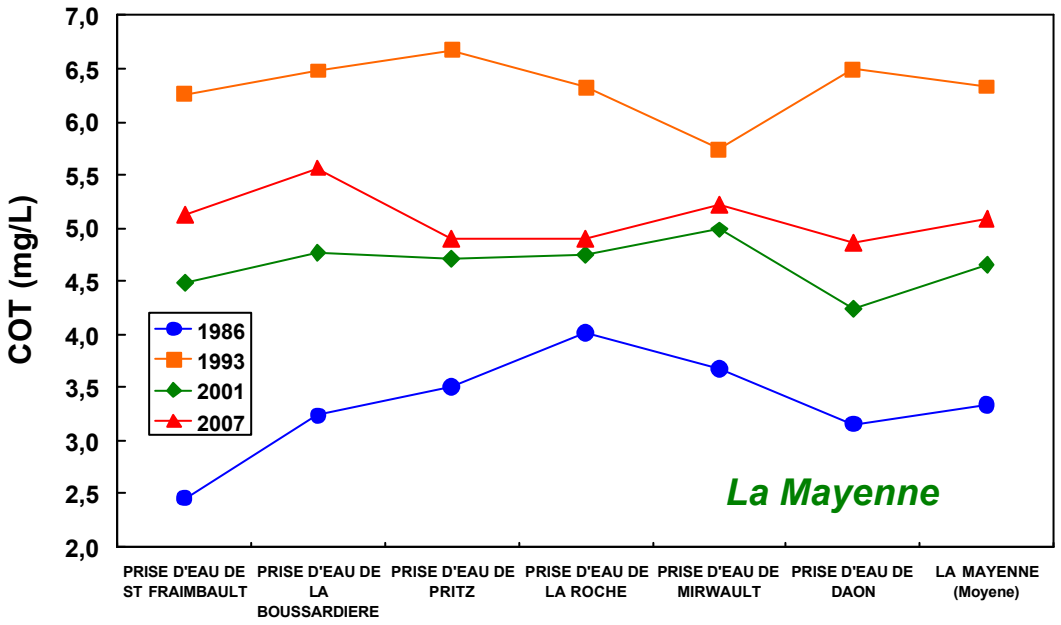


Figure 30. Figure illustrant l'absence de tendance nette à l'augmentation vers l'aval des concentrations moyennes annuelles mesurées au droit des prises d'eau installées sur la rivière Mayenne. Les prises d'eau sont rangées de l'amont (gauche de la figure) à l'aval (droite de la figure).

Typologie de fonctionnement et origine de la MO polluante des captages en retenue. Comme indiqué plus haut dans ce rapport, les travaux conduits en Bretagne sur l'origine de la pollution des captages en retenue par les MO ont mis en avant la présence de quatre groupes fonctionnels, dont un présentant une contribution interne significative de la MO (type 1). Cette typologie basée sur l'analyse conjointe des teneurs en MO et en nitrate est intéressante dans la mesure ou elle permet de poser un diagnostic simple et rapide des sources potentielles de la MO, avec dans le cas de la mise en évidence d'un fonctionnement de type 1 la possibilité d'utiliser la lutte contre l'eutrophisation comme moyen de réduction de la pollution par les MO (voir *Gaury et al., 2008*). Cette analyse fonctionnelle a été conduite sur les retenues des Pays de Loire disposant des jeux de données suffisants.

Les résultats sont présentés de manière synthétique dans le **tableau 4**. Le tableau montre la prédominance (10/14) des retenues de type 1 (présence d'une composante allochtone significative), avec également la présence de 3 retenues de type 2 (origine 100% allochtone) et d'une retenue de type 3 (changement dans l'origine et la composition de l'eau d'alimentation entre l'hiver et l'été).

									Part de la MO autochtone suivant les années (en %)		
Retenue	Dep	Moyenne oxydabilité (2002-2007)	Moyenne COT (2007-09)	Moyenne Nitrate (1999-2008)	%Dep (2002-2007)	Tendance long terme	Type Fonctionnel Principal	Type Fonctionnel Secondaire*	Moyenne	Min	Max
Apremont	85	9,5	11,8	15,4	31%	Baisse	Type 1	-	26	16	48
Jaunay	85	9,4	10,4	12,9	17%	Stable	Type 1	-	31	12	45
Finfarine	85	8,1	10,2	5,4	18%	Baisse	Type 3	Type 1	52	0	24
Bultière	85	7,1	8,4	24,2	4%	Stable	Type 2	Type 1	52	0	24
Moulin Papon	85	8,1	8,9	9,4	0%	Stable	Incertain	Incertain	Incertain	Incertain	Incertain
Marillet	85	7,7	9,6	11,1	0%	Baisse	Type 1		22	13	32
Rochereau	85	4,7	6,2	24,6	0%	Baisse	Type 1	-	41	19	67
Graon	85	7,2	8,6	7,5	0%	Stable	Type 2	Type 1	52	0	15
Angle Guignard	85	5	6	26	0%	Baisse	Type 1	-	34	61	15
Mervent	85	5,1	6	15,2	0%	Stable	Type 1	-	25	31	15
Etang des Forges	53	7,1	7,8	7,6	0%	Hausse	Type 1	-	27	43	14
Barrage des 3 Rivières	49	7,1	7,7	15,3	0%	Baisse	Type 1	-	34	14	64
Barrage de Ribou	49	7	9,6	10,9	0%	Baisse	Type 1	-	23	9	33
Etang des Gâtineaux	44	14,9	14,2	4,2	89%	Hausse	Type 2		0	0	0
Etang de Sandun	44	12,9	14,4	5,5	80%	Hausse	Type 1		14	6	32
La Vouraie	85	Pas assez de données									

Tableau 4. Typologie fonctionnelle des retenues des Pays de Loire du point de vue de la MO. La présence d'un type fonctionnel secondaire indique la présence d'une variabilité interannuelle dans le fonctionnant de certaines retenues.

Concernant les retenues de type 1, les proportions de MO autochtone par rapport à l'ensemble de la MO présente à la fin de l'année vont de 15 à 40%, en valeur moyenne, avec des différences suivants les années (illustrées par les colonnes Min et Max du **tableau 4**). Le point important pour ces retenues est qu'une lutte contre l'eutrophisation est de nature à réduire sensiblement la teneur en MO à la fin de l'été et donc représente un moyen d'action pour limiter les dépassements de la limite réglementaire MO au droit des prises d'eau installées sur ces retenues.

Concernant les retenues de type 2, on note que l'une d'elle est l'étang des Gâtineaux, étang pour lequel la cyclicité forte de sa tendance long-terme MO nous a déjà conduit à conclure à une origine 100% allochtone de la MO (lessivage des sols du BV). Cette convergence de conclusion conforte l'approche typologique développée ici en tant qu'approche apte à déterminer l'origine de la MO polluante des captages en retenue. Cette hypothèse d'une MO

polluante d'origine 100% allochtone pour l'étang des Gâtineaux est aussi cohérente avec les résultats des études détaillées conduites sur cette retenue et son BV par le bureau d'étude Minyvel Environnement (voir *Mynivel Environnement, Rapport 2008*).

Recommandations

Utiliser la typologie fonctionnelle établie ici comme base pour approfondir les diagnostics MO des retenues à risque.

Dans la **figure 31**, la distribution typologique des retenues des Pays de Loire est comparée avec celle des retenues de Bretagne. On note l'absence de retenues de type 4 (petites retenues fonctionnant comme des rivières) dans les Pays de Loire.

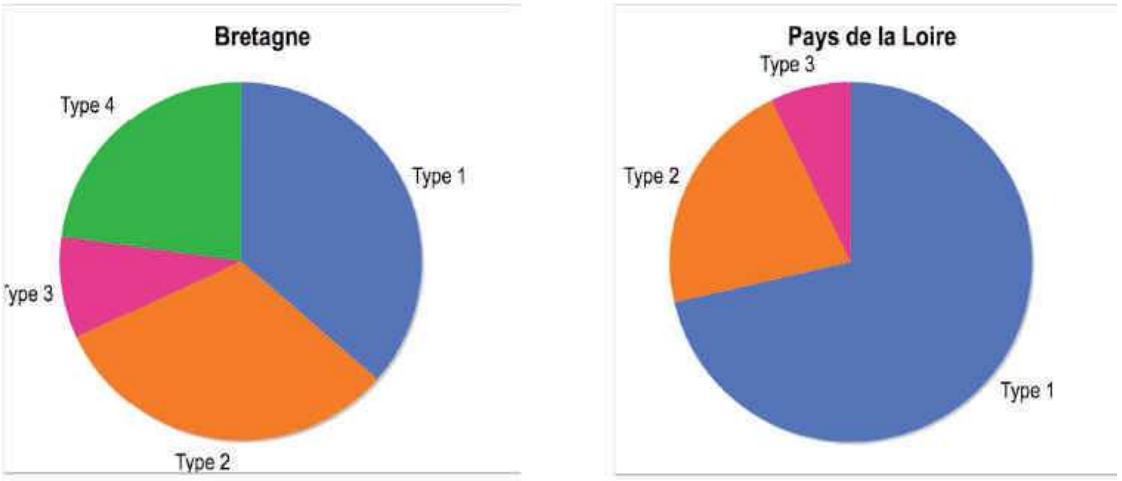


Figure 31. Distribution fonctionnelle comparative des retenues de Bretagne et des pays de Loire.

Rôle éventuel du substrat géologique. Les études conduites en Bretagne et la connaissance générale que fournit la littérature scientifique internationale démontrent que la présence d'un substrat imperméable favorise le transfert des MO du sol vers les eaux de surface en localisant les écoulements de l'eau dans les horizons organiques du sol, notamment lors des épisodes pluvieux hivernaux (*Hope et al., 1994, 1997 ; Cronan et al., 1999; Gruau et al., 2004a*). La Bretagne, caractérisée par des substrats granitiques et schisteux, constitue de ce fait même une région à risque. La situation des Pays de Loire est légèrement différente. En effet si les parties centrales et ouest de la région

sont également constituées de terrains granitiques et schisteux (prolongements sud du Massif Armoricain), sa partie est-sud-est se développe sur un substrat sédimentaire argilo-calcaire (ouest du Bassin de Paris et extrême nord du Bassin Aquitain), substrat dans lequel les circulations de l'eau pourraient être plus profondes. Nous avons comparé cette situation géologique contrastée à l'intensité actuelle de la pollution des captages (voir **figure 32**). Il apparait effectivement que certains des captages parmi les moins pollués des Pays de Loire comme ceux situés sur le Loir sont positionnés hors du Massif Armoricain et de ses substrats très imperméables.

L'hypothèse d'un rôle possible du substrat géologique comme facteur de contrôle de la pollution des captages d'eau brute par les MO doit cependant être manipulée avec précaution pour au moins deux raisons:

1) D'autres captages peu pollués des Pays de Loire sont positionnés sur des terrains appartenant au Massif Armoricain. C'est le cas notamment des captages en retenue du sud-est de la Vendée comme celui du Rochereau.

2) Les captages de Bretagne, pourtant tous situés dans le Massif Armoricain, présentent des situations très contrastées, tant en terme d'intensité actuelle de la pollution que de tendances évolutives de la pollution. Ainsi l'Elorn, fleuve côtier situé à la pointe ouest de la Bretagne présente une concentration moyenne actuelle très faible en MO couplée à une tendance évolutive à la baisse, alors que le Léguer fleuve côtier situé sur la frange nord de la Bretagne présente les caractéristiques inverses (voir **figure 6**). Sur cette base, il n'est pas aisé d'accorder à la position géologique d'un captage, dans, ou hors du Massif Armoricain une quelconque causalité dans sa pollution plus ou moins intense par les MO.

Recommandation

Procéder à la délimitation des contours des BV d'alimentation des captages des Pays de Loire de manière à pouvoir comparer ces contours à des facteurs du milieu comme la géologie du substrat.

4.3. A propos de l'évolution de la réglementation

Dans une note rédigée en 2009, Gruau et collaborateurs ont démontré que le maintien d'une limite réglementaire à 10 mg/L lors de l'adoption de l'indicateur COT en 2007 en lieu et place de l'indicateur oxydabilité pouvait poser problème au cas où la valeur du rapport oxydabilité/COT serait >1.0 (voir *Gruau et al., 2009*). En effet, un tel maintien équivaudrait dans ce cas à relâcher la législation "eau brute", l'équivalent oxydabilité de la limité 10 mg/L COT étant, dans le cas d'un rapport oxydabilté/COT >1, lui-même > 10 mg/L.

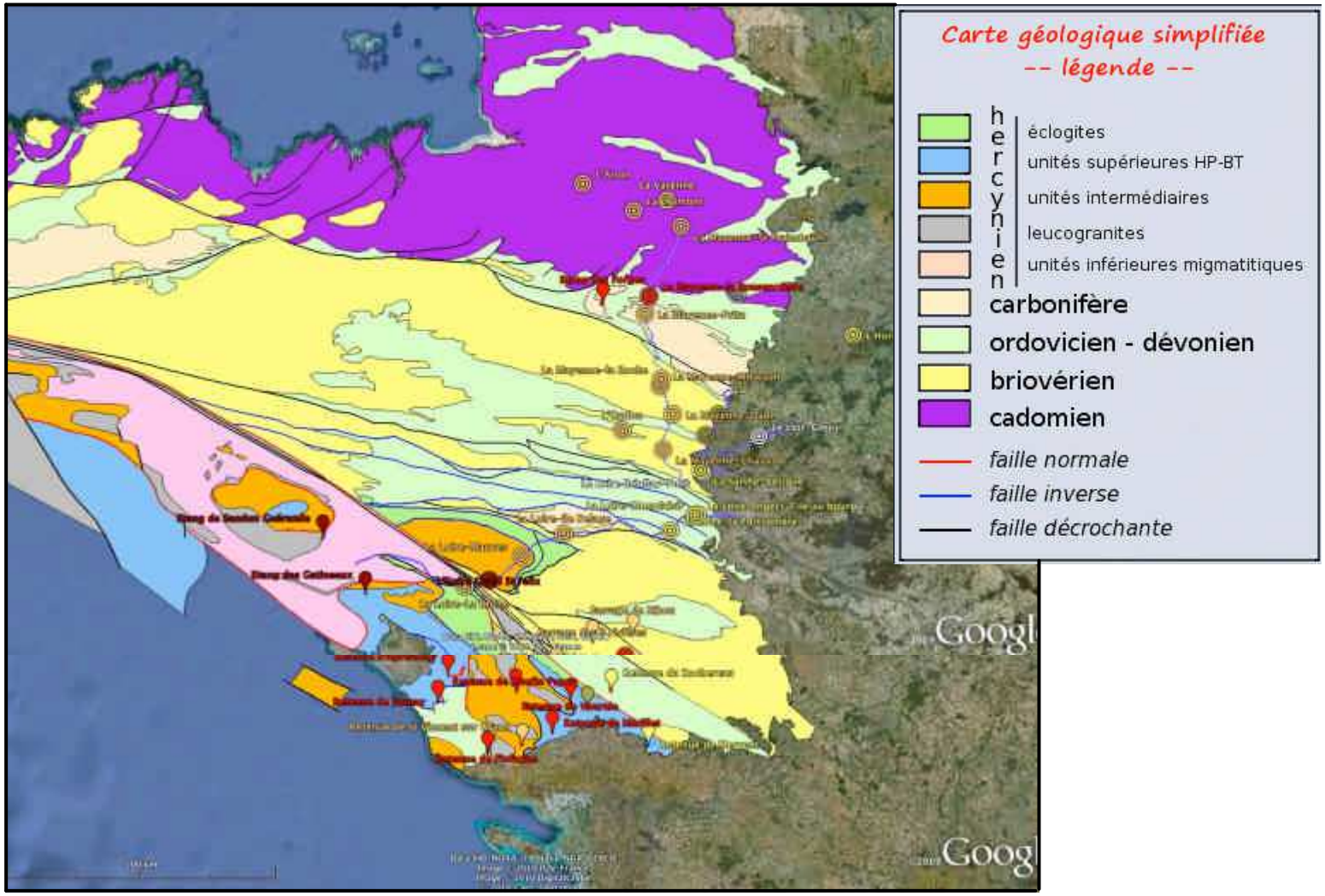


Figure 32. Carte comparant le niveau actuel de pollution par les MO des captages des Pays de Loire et la nature du substrat géologique sur lequel ils sont positionnés.

L'examen du cas des captages de Bretagne a montré la justesse de cette interrogation, beaucoup des captages de cette région ayant révélé un rapport oxydabilité/COT >1. De fait, l'année 2007 (année de la mise en place de l'indicateur COT) s'est traduite en Bretagne par une diminution soudaine du nombre des captages non-conformes sur le plan de la MO, amélioration entièrement artificielle car due uniquement à la non-prise en compte du caractère >1 du rapport oxydabilité/COT de la plupart des captages de cette région.

L'examen des résultats obtenus pour les Pays de Loire montre une situation sensiblement différente dans la mesure où si certains captages de cette région possèdent un rapport oxydabilité/COT > 1, la grande majorité montre des rapports < 1. De fait, et comme le montre le **tableau 3** page 50 de ce rapport, le changement d'indicateur équivaut à un durcissement de la réglementation pour beaucoup des captages des Pays de Loire. Seuls quelques captages sont concernés par un relâchement, le cas extrême étant le captage de l'Airon, captage pour lequel l'équivalence des réglementations aurait voulu que le changement d'indicateur s'accompagne d'une diminution de la limite réglementaire de 10 à 7 mg/L.

En toute rigueur, il faudrait donc instituer des valeurs limites réglementaires non seulement différentes pour les captages en rivière et en retenue (7 mg/L pour les premiers, de l'ordre de 9 mg/L pour les seconds dans le cas de la Bretagne), mais aussi différentes suivant les régions (plus faibles en Bretagne que dans les Pays de la Loire) pour que la nouvelle et l'ancienne réglementation soient strictement équivalentes. Une telle différenciation réglementaire n'est pas souhaitable pour au moins deux raisons:

1) La réglementation européenne sur laquelle les réglementations nationales sont censées s'appuyer ne crée pas de distinction entre les masses d'eau en rivière et les masses d'eau en retenue du point de vue des MO, ni entre les mêmes types de masses appartenant à des régions différentes. La limite MO du bon état écologique est fixée à 7 mg/L quelque soit les masses d'eau et leur localisation géographique.

2) La présence de fortes teneurs en MO dans les eaux superficielles est souvent associée à la présence de micro-algues toxiques du type cyanobactéries pour lesquelles seul un nombre limité de toxines est inclus dans le contrôle sanitaire des eaux distribuées. Le "léger" durcissement réglementaire que constituerait l'adoption d'une limite MO de 7 mg/L pour certains captages (notamment ceux en retenue) pourrait avoir un rôle préventif de ce point de vue.

Recommandations

L'évolution de la qualité récente d'une masse d'eau sur le plan de la réglementation MO ne peut s'apprécier correctement que si l'on connait la valeur de son rapport oxydabilité/COT.

Il serait judicieux que l'adoption de l'indicateur COT s'accompagne d'un abaissement de la limite réglementaire de 10 à 7 mg/L (voir *Gruau et al., 2009*).

4.4. Cas particuliers rencontrés dans les Pays de Loire

Deux cas particuliers émergent de l'analyse des données MO issues des captages superficiels des Pays de Loire. Le premier concerne les rivières Mayenne et Colmont, toutes deux situées en Mayenne et toutes deux caractérisées par une augmentation forte et continue des concentrations en MO entre 1988 et 1993-95 (multiplications des concentrations par un facteur 3 à 5, voir **figure 33**). Les causes de cette augmentation forte et rapide des concentrations au cours de cette période sont pour l'instant inconnues. La régularité de l'augmentation (notamment dans le cas de la Mayenne) et sa répétition pour deux rivières semblent éliminer des causes analytiques liées par exemple à des changements de méthodes de dosage ou d'analyste. L'hypothèse d'un effet de la fréquence d'analyse, hypothèse un temps envisagée pour la Mayenne, ne semble pas non plus recevable dans la mesure où une réduction dans la fréquence des mesures constatée pour cette rivière entre 1988 et 1993 devrait se traduire non pas par une augmentation mais par une diminution des concentrations, du fait de la moindre prise en compte des épisodes de crue dans les séries de mesures. Les causes des augmentations constatées pour la Colmont et la Mayenne sont donc à rechercher ailleurs, peut-être dans des changements rapides et soudains dans l'occupation des sols ou la structure paysagère des bassins versants. De ce point de vue une analyse rétrospective de l'évolution du réseau bocager dans les ZHP pourrait s'avérer utile (par analyse et confrontation de photo-aériennes antérieurs et postérieures à cette transition, par exemple), sachant le rôle que le réseau bocager joue sur les transferts de MO dans les BV (*Angée et al., 2006*).

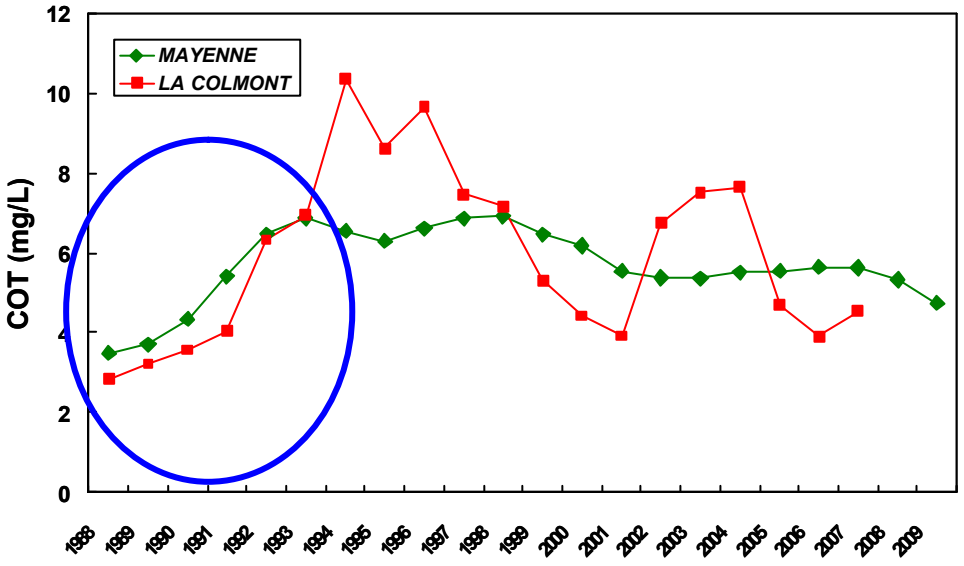


Figure 33. Séries temporelles montrant l'évolution forte des concentrations en MO enregistrée par la Colmont et la Mayenne à la fin des années 1980, début des années 1990.

Le deuxième cas particulier concerne la rivière Erdre et l'augmentation très importante ainsi que le niveau très important des concentrations (jusqu'à 35 mg/L en concentration moyenne de COT) enregistrées au début des années 2000 (**figure 34**). Contrairement au cas de la Mayenne, il est probable qu'une partie de l'augmentation soit due à l'augmentation de la fréquence des mesures, laquelle est passée de 10 mesures par an en 1999 à 50 mesures par an en 2000. Restent à expliquer les concentrations moyennes très élevées observées dans cette rivière au début des années 2000. Là encore, la cause n'est pas précisément connue. Tout juste peut-on rappeler que l'Erdre est une rivière fortement artificialisée qui connait régulièrement des blooms très importants de phytoplancton. L'hypothèse d'une origine autochtone de la MO polluante, avec ces blooms ou leurs sous-produits (sédiments biogènes organiques) comme source, est de notre avis une hypothèse qui mériterait d'être explorée.

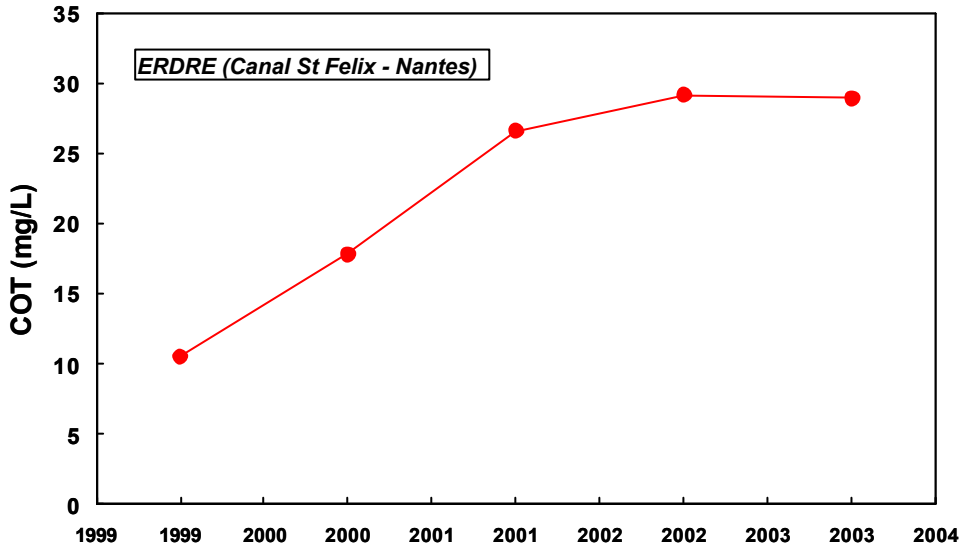


Figure 34. Série temporelle montrant l'évolution forte des concentrations en MO enregistrées dans l'Erdre au début des années 2000.

Chapitre 5

Conclusion

Dans le cadre du GEPMO, une étude a été réalisée sur les prises d'eau brute en retenue et en rivière des Pays de Loire en se basant sur les données issues du contrôle sanitaire. L'objectif était de dresser un tableau de bord actuel et passé de la pollution de ces captages par les MO, et de comparer ce tableau de bord avec celui réalisé antérieurement en Bretagne. Un autre objectif était d'évaluer l'impact du changement d'indicateur réglementaire sur la mesure de la pollution. Cette étude s'inscrit dans la nécessité actuelle de comprendre l'origine et l'évolution de la pollution des eaux brutes destinées à la fabrication d'eau potable par les MO, eu égard aux problèmes sanitaires et de traitement importants que posent cette pollution.

L'image principale qui ressort du tableau de bord établi pour les captages des Pays de Loire est celle d'une situation très comparable à celle de la Bretagne avec 1) la même forte dégradation de la qualité organique actuelle des captages (56% des captages en retenue et 30% des captages en rivière des Pays de Loire étaient non-conformes sur le paramètre MO en 2007-2008); 2) la même forte variabilité spatiale de l'intensité actuelle de la pollution, même si un semblant d'organisation semble exister au niveau des Pays de Loire avec une concentration des captages les moins pollués sur la frange est-sud-est de la région; et 3) la même coexistence au sein des deux régions de captages montrant des tendances temporelles à la hausse, stable et à la baisse du point de vue de leur pollution par les MO. Ce dernier résultat est extrêmement important dans la mesure où il confirme que le problème de la pollution des eaux brutes superficielles par les MO ne se résume pas à comprendre et expliquer pourquoi certaines masses d'eau ont vu leur teneur en MO augmenter ces dernières années, mais bel et bien à expliquer pourquoi des masses d'eau pourtant situées dans le même contexte pédoclimatique et anthropique (intensification agricole notamment), ont connu dans le passé récent des évolutions divergentes du point de vue de leur teneur en MO.

Du point de vue des causes, l'examen des relations entre l'intensité de la pollution et la nature du substrat géologique montre que ce dernier pourrait être un facteur de causalité dans le cas des Pays de Loire, mais que cette hypothèse demande à être évaluer dans le détail dans la mesure où elle ne s'applique pas au cas de la Bretagne. L'analyse typologique des retenues des Pays de Loire révèle, quant à elle, une superposition des sources autochtones et allochtones de MO dans une majorité de retenue, suggérant que des mesures de lutte contre l'eutrophisation pourraient être de nature à diminuer l'intensité de la pollution. L'analyse des captages en rivière montrent, en ce qui la concerne, le peu de poids des rejets urbains et industriels sur la pollution. La source de la MO est très clairement le sol des BV, confirmant en cela les résultats apportés par les études conduites en Bretagne.

En ce qui concerne l'évolution de la réglementation et l'adoption du COT comme paramètre réglementaire en lieu et place de l'oxydabilité au $KMnO_4$., l'analyse des captages des Pays de Loire confirme la nécessité de prendre en compte la valeur du rapport oxydabilité/COT dans l'évaluation de l'évolution de la pollution. Elle confirme également la nécessité de faire évoluer la limite réglementaire de 10 à 7 mg/L.

En résumé, les résultats obtenus suite à cette étude ont permis de dresser un état des lieux de la pollution actuelle et passée des eaux brutes superficielles des Pays de Loire par les MO. La similitude de ce tableau de bord avec celui réalisé en Bretagne permet de renvoyer aux nombreuses études réalisées dans cette dernière région par le Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques (GEPMO), études qui ont analysé dans le détail les causes de cette pollution et les mesures à mettre en œuvre pour en diminuer l'intensité. Dans le cas des Pays de Loire, nous ne disposons pas des bases de données nécessaires pour analyser avec précision le rôle du milieu physique, du climat et des activités humaines (agricoles notamment) sur la pollution. Ce manque et l'inadaptation des fréquences de mesure à la réalité de la pollution (forte variabilité temporelle des teneurs en MO,

notamment dans les rivières) constituent des handicaps importants. Mettre en place des politiques de surveillance et de reconquête de la qualité des eaux vis-à-vis d'un polluant, où anticiper sur d'éventuelles dégradations à venir requiert l'existence d'un réseau de mesures intégrant le suivi du polluant considéré, aux fréquences adaptées. De ce point de vue, il est clair que le faible nombre de données MO disponibles sur l'ensemble des captages des Pays de Loire ne permet pas de répondre aux enjeux et à la complexité du problème posé. Remédier à cette situation passe forcément par la création de réseau minimal de points de suivis haute-fréquences de la teneur en MO des eaux superficielles de cette région.

Chapitre 6

Bibliographie

Angée M., Corgne S., Gruau G. (2006) Pollution des captages d'eau brute en rivière de Bretagne par les matières organiques. Une étude statistique inter sous-bassins versants du rôle de l'occupation du sol et des pratiques agricoles. Rapport Région Bretagne, 113 p.

Cronan C.S., Piampiano, J.T., Patterson, H.H. (1999) Influence of Land Use and Hydrology on Exports of Carbon and Nitrogen in a Maine River Basin. J. Environ. Qual., 28:953-961.

Gaury N., Gruau G., Pierson-Wickman A.-C., Jardé E., Brient L., Petijean P., Hénin O., Lengronne M. (2008) Pollution de la retenue de Rophemel par les matières organiques et le phosphore. Quantification du rôle respectif des apports en provenance du bassin versant et des sources internes à la retenue. Quantification des stocks. Rapport Final. Veolia Eau, SMPBR, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 79 p.

Gruau G., (2004) Les Sous-Produits Chlorés dans les Eaux Destinés à l'Alimentation Humaine. Facteurs de Formation. Impacts sur la Santé. Evaluation des Risques dans le cas de la Bretagne. Rapport DRASS et Région Bretagne. 47 p

Gruau G., Birgand F., Jardé E., Novince E. (2004a) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Rapport de Synthèse. DRASS de Bretagne et Région Bretagne, Rennes, 108 p.

Gruau G., Jardé E., Novince E., Birgand F. (2004b) Pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques. Flux, Concentrations Moyennes et Dynamique des Transferts dans les Bassins Versants. Réflexions sur les Indicateurs- Rapport DRASS et Région Bretagne, 81 p.

Gruau G., Petitjean P., Hénin O. (2005). Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Guide pratique pour localiser les zones sources dans les bassins versants et suivre l'évolution des pollutions dans le temps. Rapport DRASS et Région Bretagne. 120 p.

Gruau G., Birgand F., Novince E., Jardé E., Le Roy S., Panaget T. (2006) Pollution des rivières de Bretagne par les matières organiques. Etat des lieux, Trajectoires d'évolution et causes possibles. Dans "Savoirs et pratiques dans les bassins versants", Ph. Mérot, Coordinateur. Publication de l'INRA, Collection Update Sciences & Technologies, pp 61-66.

Gruau G., Panaget T., Monchy A. (2009) Evolution de la qualité "matière organique" des captages d'eau brute de Bretagne: Incidence du changement d'indicateur réglementaire. Note Technique du GEPMO N°6, 20p.

Hope D., Billett M.F., Cresser M.S. (1994) A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. Environm. Pollut., 84: 301-324.

Hope D., Billett M.F., Milne R, Brown T.A.W. (1997) Export of organic carbon in british rivers. Hydrol. Proces., 11: 325-344.

Jardé E., Jaffrézic A., Pierson-Wickmann A-C., Gruau G., Petitjean P., Fauvel Y., Hénin O. and Racapé A. (2007) Etude de l'impact des épandages des déjections animales par analyse moléculaires, spectroscopiques et isotopique de la matière organique : premiers résultats. Rapport Région Bretagne, 60p.

Monchy A., Gruau G., Jardé E., Brient L., Petitjean P., Hénin O. (2008) Origine de la matière organique polluante de la retenue de Bois-Joli. Rapport Final. Région Bretagne, 88 p.

Monteith D.T., Stoddard J.L., Evans C.D., de Wit H.A., Forsius M., Høgåsen T., Wilander A., Skjelkvåle B.L., Jeffries D.S., Vuorenmaa J., Keller B., Kopáceck J., Vesely J. (2007) Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature 450: 537-540.

Mynivel Environnement (2008) Suivi de la qualité des eaux superficielles dans le périmètre de protection des étangs des Gâtineaux et du Gros Caillou. Rapport d'Etude, 60p.

Novince E., Birgand F., Gruau G., Bioteau T. (2004) Facteurs expliquant la présence de Matière Organique dans les Eaux Superficielles en Bretagne: Analyse des données existantes. Rapport DRASS et Région Bretagne – 2004, 76p.

Petitjean P., Kergourlay N., Gruau G., Hénin O. (2009) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques: Validation de la spectrophotométrie UV comme méthode permettant de déterminer les teneurs en matière organique et en nitrate de manière juste et précise en minorant les coûts. Rapport Final. Agence de l'Eau Loire Bretagne, 43 p.

Vandentorren S., Dor F., Bonvallot N. (2004) Evaluation des risques sanitaires des sous-produits de chloration de l'eau potable. Partie 1. Caractérisation des dangers: effets sanitaires et valeurs toxicologiques de référence. Institut de Veille Sanitaire, novembre 2004.

Worrall F., Burt T. (2007) Trends in DOC concentration in Great Britain. Journal of Hydrology, 346: 81-92.