

Biodégradabilité de la matière organique en sortie de station d'épuration.

Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin, Guillaume Le Réveillé, Cemagref, QHAN.

Jean-Marie Mouchel, Jérôme Dispan, Marc Delbec, CEREVE.

Pierre Servais, Université Libre de Bruxelles.

Si le programme Seine s'intéresse depuis ses débuts, et avec beaucoup de constance, au problème de la matière organique biodégradable, c'est, outre pour son importance géochimique dans les bilans de matière, essentiellement pour son rôle critique dans les bilans d'oxygène dissous dans le fleuve. Le cycle de l'oxygène est en effet principalement affecté par trois flux, dont deux impliquent directement la matière organique : les échanges avec l'atmosphère (de nature physico-chimique), la photosynthèse (production de matière organique par le phytoplancton à partir du dioxyde de carbone) et la respiration bactérienne (proportionnelle à la dégradation de la matière organique biodégradable).

On voit donc que ce qui fait l'importance de la matière organique vis à vis des écosystèmes fluviaux tient à son caractère évolutif : il s'agit d'un paramètre non-conservatif, ce qui signifie que la quantité mesurée en amont de Paris ne se retrouvera pas forcément en aval (comme cela le serait pour les chlorures, par exemple), ni même ne sera constante dans un bilan à l'échelle du bassin tout entier (comme cela le serait pour des particules minérales, par exemple). La matière organique est produite par la photosynthèse, apportée de façon diffuse par les eaux de ruissellement, de façon ponctuelle par les rejets urbains, puis dégradée. La compréhension de ces mécanismes a largement avancé, en particulier grâce aux travaux du PIREN Seine en aval de Paris (Servais *et al.*, 1999a et b). Cependant, l'établissement de bilans, à l'échelle locale ou du bassin, reste une tâche complexe, car les méthodes de mesure de la matière organique ne sont pas encore adaptées à cette problématique ou sont en cours de développement et n'ont pas encore été appliquées de façon suffisamment exhaustive.

Durant l'année 1999, nous avons, dans le Programme Seine, soulevé le problème de la partie amont du bassin de la Seine : de quoi sont faits les rejets urbains lorsque qu'ils ne sont pas issus des stations parisiennes ? Quel peut être leur impact, local ou régional ? Nous avons de plus commencé à développer une méthode d'approche de la matière organique rapidement biodégradable, permettant de différencier ces deux échelles d'impact.

Dans ce rapport, nous discutons l'impact éventuel des apports de matière organique biodégradable en amont de Paris. Puis, nous présentons les premiers résultats de notre exploration de la partie amont du bassin, en insistant sur la variabilité des apports de matière organique biodégradable. Enfin, nous démontrons l'efficacité de la méthode respirométrique développée et dressons les perspectives que cet ensemble de résultats nous suggère pour l'année prochaine.

N.B., dans la suite du texte, COD, COP et COT signifient respectivement carbone organique dissous, particulaire ou total. Le suffixe B (CODB, par exemple) signifie biodégradable.

1. La Seine garde-t-elle la mémoire des apports en matière organique du bassin amont ?

Certaines espèces chimiques rejetées par les stations d'épuration ne sont pas dégradées (« épurées ») dans la rivière et s'accumulent localement sous forme particulaire ou en aval sous forme dissoute. C'est le cas par exemple du phosphore, ce qui justifie que l'on limite les rejets dès la tête de bassin, même s'il n'y a pas de problème local. En revanche, pour la matière organique biodégradable, il est plus courant de faire confiance au pouvoir d'« auto-épuration » de la rivière pour en venir à bout entre deux rejets (Tusseau-Vuillemin, 1998).

1.1. Ordres de grandeur des vitesses de biodégradation.

La description de la biodégradation de la matière organique est fondée, selon l'école du PIREN-Seine, sur les principes suivants (Figure 1 ci-dessous) : la matière particulaire biodégradable est hydrolysée, plus ou moins rapidement, en matière dissoute biodégradable, qui est elle-même hydrolysée par les bactéries puis assimilée (Billen *et al.*, 1994).

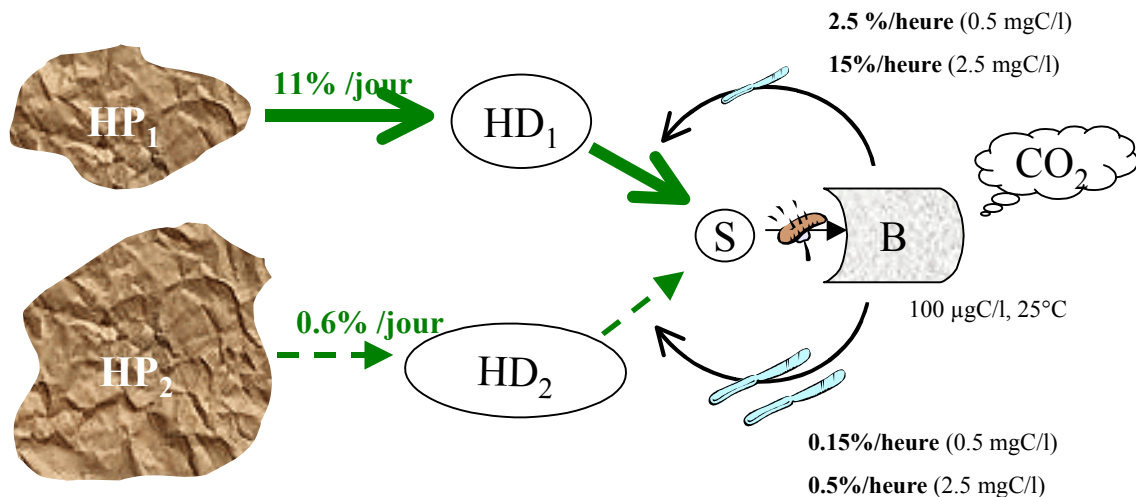


Figure 1: modélisation conceptuelle des processus de biodégradation de la matière organique. HP_i : matière organique particulaire biodégradable ; HD_i : matière organique dissoute biodégradable ; S : monomères organiques directement assimilables par les bactéries ; B : bactéries. Les ordres de grandeur des cinétiques sont donnés pour les conditions suivantes : 25°C, biomasse bactérienne 100 $\mu\text{gC/L}$, $HD_i = 0.5$ et 2.5 mgC/l.

La transformation de la matière particulaire (HP_1 et HP_2) en dissoute (HD_1 et HD_2) est modélisée par une cinétique d'ordre 1, c'est à dire que le flux de matière est proportionnel au stock et ne dépend pas d'autres paramètres. En revanche, la transformation de la matière dissoute (HD_1+HD_2) en substrat directement assimilable par les bactéries (S) est plus ou moins rapide selon la quantité de matière disponible (HD_1+HD_2), la qualité de cette matière organique (HD_1 ou HD_2 ?), la quantité de biomasse active (B), et la température... Plus il y a de nourriture, plus les bactéries la consomment, plus la nourriture disparaît rapidement... Pour savoir en combien de temps (et donc éventuellement sur quelle distance) une quantité donnée de matière organique est biodégradée, il faut donc passer par la modélisation numérique, qui permet de calculer, à chaque pas de temps, l'évolution des stocks de matière.

Prenons par exemple, une eau chargée à 1 mgCODB/l, en présence de bactéries hétérotrophes (50 $\mu\text{gC/l}$), à 25°C (ordres de grandeur des concentrations rencontrées en Seine en été). Selon la **qualité** de la matière organique (uniquement HD_1 , uniquement HD_2 , ou bien HD_1 et HD_2 en quantités équivalentes), la biodégradation sera totalement effectuée en moins d'une journée, à moitié seulement, ou pratiquement pas amorcée au bout d'un jour et demi (Figure 2a). Ces grosses différences de comportement sont dues, non seulement aux différences dans les cinétiques de dégradation, mais également au développement des bactéries, plus ou moins rapide selon la qualité de la matière organique disponible (Figure 2b). La présence de HD_1 au début de l'expérience permet d'amorcer la croissance bactérienne et accélère donc la dégradation de HD_2 (un peu comme du bois très sec permet d'allumer le feu qui viendra finalement à bout du bois un peu mouillé).

Cette expérience numérique simplifiée nous montre qu'au moins une partie de la matière organique mesurée en Seine en amont de Paris (2 à 3 mgC/l, dont environ 1mgC/l biodégradable, d'après Servais *et al.*, 1998) peut être due aux apports urbains du bassin amont, transportés en aval sans être encore dégradés, et contribuant ainsi au bilan d'oxygène à la traversée et en aval de Paris.

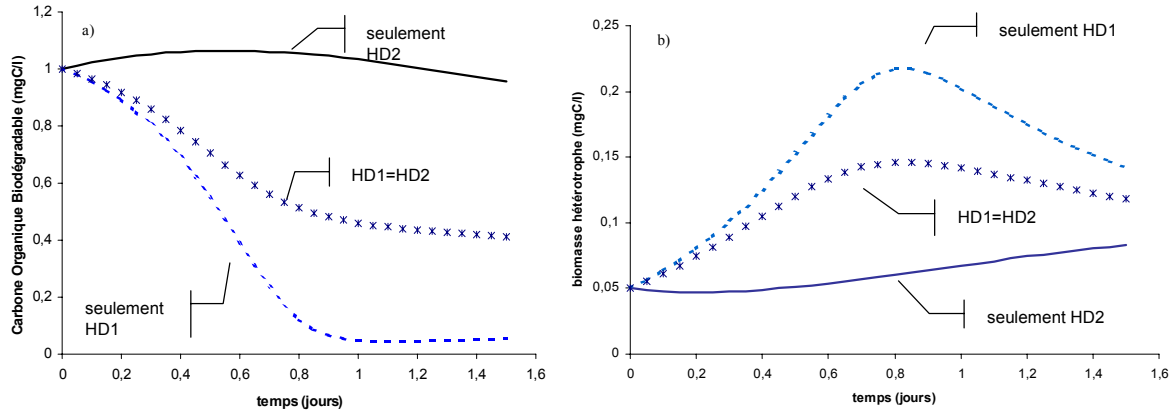


Figure 2 : Evolution d'un mélange de carbone organique dissous biodégradable (1mgC/l initialement) de composition en HD_1 et HD_2 variable, en présence de bactéries hétérotrophes ($50 \mu\text{gC/l}$ initialement) au cours du temps. La simulation numérique a été réalisée à température optimale (25°C). a) carbone organique en mgC/l ; b) biomasse bactérienne hétérotrophe en mgC/l.

1.2. Simulations « grandeur nature ».

Pour aller plus loin dans l'analyse du rôle des apports en matière organique biodégradable du bassin amont, il faut considérer la Seine dans son ensemble, c'est à dire avec non seulement de la matière organique d'origine urbaine, mais aussi du phytoplancton, des prédateurs bactériens, un écoulement et un ensoleillement variables, etc... Nous avons pour cela utilisé le modèle PROSE sur le bief Ablon^s/Seine- Andrésy et réalisé des simulations de situations typiques de temps sec. Les conditions environnementales de ces simulations ont été déterminées à partir d'une analyse multivariée de données de température, oxygène, débit, ensoleillement et qualité de l'eau en amont (Ablon et Joinville). Pour chacune de ces situations représentatives, deux simulations ont été effectuées, en supposant que tout le CODB provenant de l'amont était sous forme HD_2 (lentement biodégradable), ou bien que le CODB se répartissait pour moitié en HD_1 (rapidement dégradabile) et HD_2 (lentement dégradabile). Dans toutes les situations simulées, le profil du CODB total est largement modifié par la prise en compte ou non d'une fraction de HD_1 dans les apports amont (exemple d'une situation estivale en Figure 3). Cette différence se répercute sur les profils d'oxygène et de biomasse bactérienne hétérotrophe (situation estivale en Figure 4).

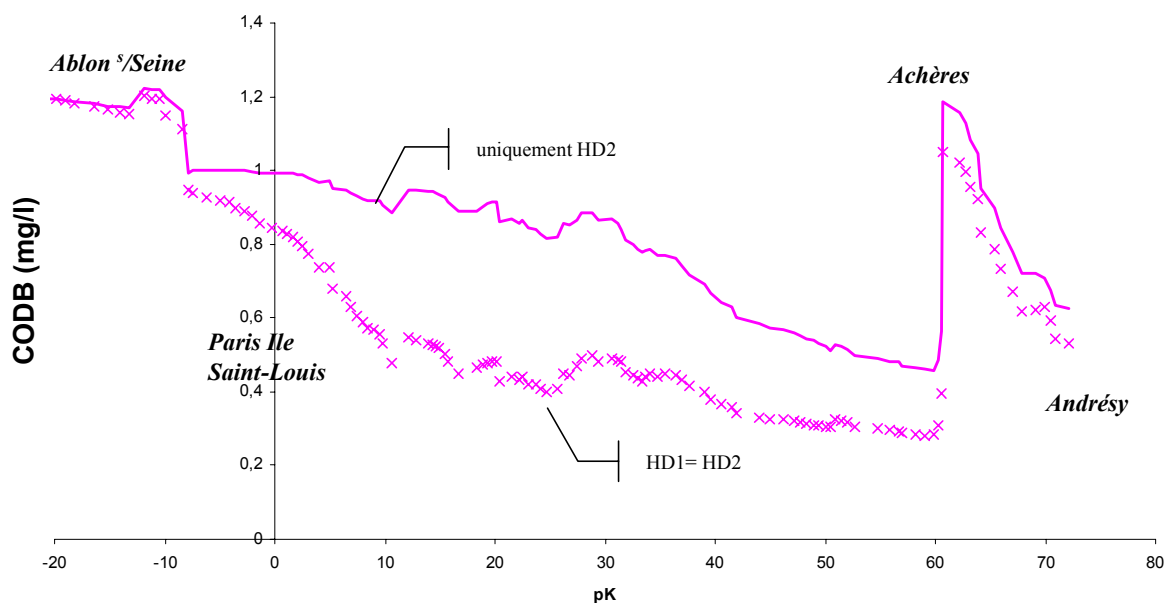


Figure 3 : Profil en long du Carbone Organique Dissous Biodégradable, tel que simulé par le modèle PROSE sur le bief Ablon-Andrézy. Conditions de simulation : débit de la Seine au pont d' Austerlitz = $150 \text{ m}^3/\text{s}$; température : $21.8 \text{ }^\circ\text{C}$; CODB à Ablon = 1.10 mgC/l ; CODB à Joinville = 0.59 mgC/l . Pour les conditions amont de la première simulation (ligne pleine), $\text{HD}_2 = \text{CODB}$; $\text{HD}_1 = 0$; pour celles de la seconde simulation (croix), $\text{HD}_1 = \text{HD}_2 = \text{CODB}/2$.

Logiquement, HD_1 se dégrade plus rapidement que HD_2 (c'est-à-dire pendant la traversée de l'agglomération parisienne). Cependant, il existe un effet secondaire, dû à la croissance des bactéries qui est stimulée par cette matière rapidement dégradabile. On voit sur la Figure 4 (croix) que dans le cas de la situation estivale, à la sortie de Paris, la biomasse bactérienne hétérotrophe est supérieure de 40% à ce qu'elle est lorsque les apports amont de matière organique sont entièrement composés de HD_2 . De fait, cette biomasse "supplémentaire" contribue également à dégrader plus vite la composante HD_2 de la matière organique. Pour la situation estivale représentée ($T = 21.8 \text{ }^\circ\text{C}$, débit de $150 \text{ m}^3/\text{s}$ au pont d'Austerlitz), la composition de la matière organique de l'amont (HD_1 ou HD_2) modifie significativement les concentrations en oxygène jusqu'à la hauteur de Chatou, avec une différence maximale de $1,2 \text{ mgO}_2/\text{l}$ à la hauteur de Suresnes, qui correspond à une différence de CODB d'environ 0.5 mgC/l , soit 50%. Finalement, les apports importants de la station Seine Aval parviennent à rendre négligeables les différences qui auraient pu subsister jusqu'à ce niveau.

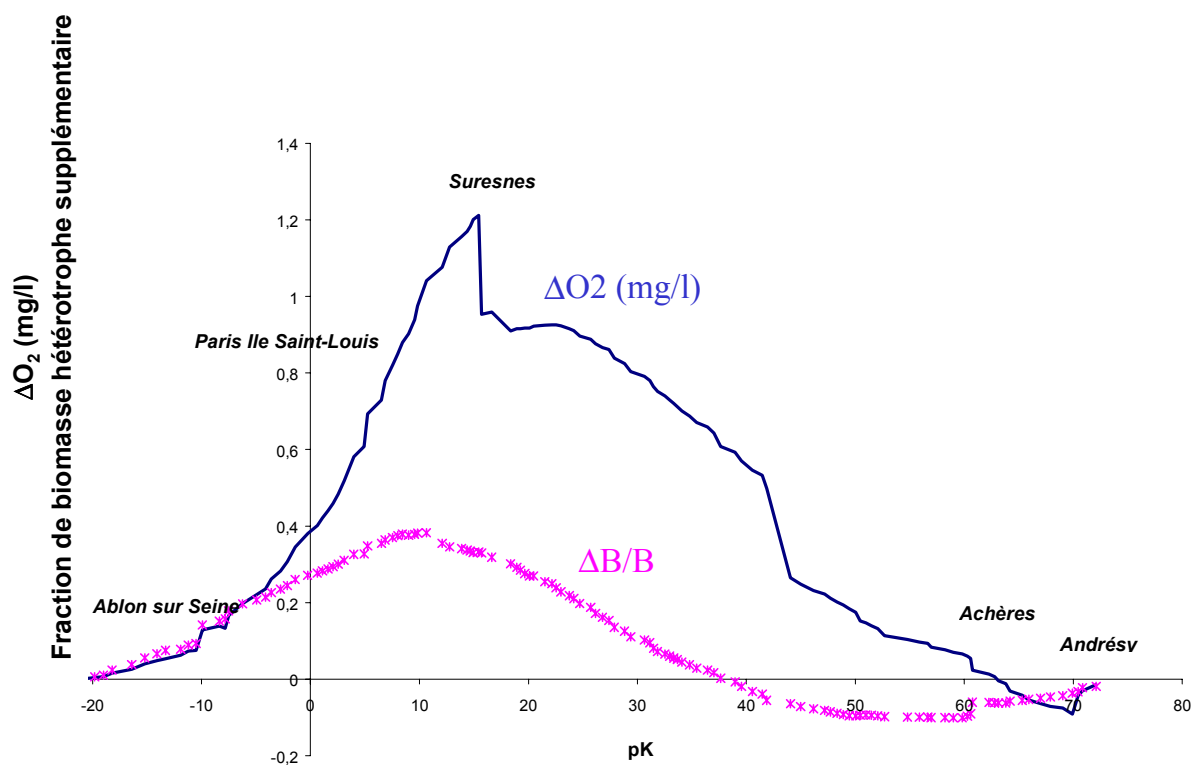


Figure 4. Ligne pleine : Différence de concentrations en oxygène dissous (mgO_2/l) entre les deux simulations décrites ci-dessus ($\text{O}_2(\text{sim. 1}) - \text{O}_2(\text{sim. 2})$), où sim. 1 : tout le CODB de l'amont est sous forme HD2 ; sim 2 : le CODB de l'amont se répartit pour moitié entre HD₁ et HD₂). Croix : Différence de biomasse hétérotrophe entre les deux simulations, exprimée en fraction sans unité ($\text{Bac}(\text{sim. 2}) - \text{Bac}(\text{sim. 1})/\text{Bac}(\text{sim. 2})$).

Ces différentes simulations nous apportent deux informations principales :

- Les apports en matière organique à l'amont d'Ablon sur Seine jouent un rôle important dans le bilan d'oxygène à la traversée de l'agglomération parisienne.
- La durée de vie de cette matière organique dans l'axe fluvial variant largement, en fonction de sa qualité (HD₁/HD₂) mais aussi des paramètres environnementaux (biomasse bactérienne, température, phytoplancton), les rejets urbains de villes situées très en amont du bassin peuvent contribuer à ces flux et doivent être pris en compte.

Le chapitre suivant présente les premiers résultats obtenus dans la caractérisation des rejets de station d'épuration du bassin de la Seine.

2. Premiers pas vers l'amont du bassin.

2.1. Stratégie d'échantillonnage.

Il s'agit ici d'explorer au mieux la variabilité des rejets de plus de 1600 stations d'épuration répertoriées sur le bassin de la Seine, avec un nombre forcément restreint de mesures. Nous avons pour cela fondé notre stratégie d'échantillonnage sur la base de données de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (année 1996). A partir des sept paramètres renseignés pour chaque installation (capacité, charge actuelle, rendements sur les matières oxydables, l'azote Kjeldahl, le phosphore total, les matières en suspension et type de traitement), nous avons exploré les corrélations linéaires (Analyse des Composantes Principales) et non-linéaires (Analyse des correspondances multiples), cette dernière technique permettant de prendre en compte le paramètre qualitatif « type de filière ». Les résultats de l'analyse ont été détaillés dans Mouchel et *al.* (1999), Le Réveillé (1999) et Le Réveillé and Tusseau-Vuillemin (2000), nous les reprenons ici brièvement.

Les rendements sur les matières oxydables, les matières en suspension et l'azote Kjeldahl sont

fortement corrélés, contrairement au rendement sur le phosphore total. Le premier groupe de paramètres reflète en effet globalement l'efficacité des traitements classiques, alors que le rendement sur le phosphore total est plus simplement un indicateur de la prise en compte ou non du traitement du phosphore. Il est en revanche plus surprenant que la charge de l'installation (rapport du nombre d'équivalent-habitants raccordés à la capacité nominale de la station) ne soit pas corrélée aux paramètres rendant compte de l'efficacité du traitement.

L'analyse en correspondances multiples, réalisée avec le logiciel free-ware ADE-4 (Olivier and Dolédec, 1997) nous permet d'explorer des corrélations non-linéaires (Escoffier and Pagès, 1988). Une partie des résultats est donnée en Figure 5 sous la forme du nuage des points représentant les stations d'épuration, dans le premier plan d'inertie (expliquant 19% de l'inertie totale de l'échantillon). Cette analyse confirme que la charge des stations d'épuration n'est pas un facteur structurant de l'ensemble des données, et associe au premier axe d'inertie les rendements croissants sur les matières oxydables et les capacités nominales des installations. Les traitements efficaces sont donc associés aux stations de grande taille, et cette relation n'est pas linéaire. Les filières de traitement se localisent de façon logique sur ce graphe : les boues activées de forte capacité se trouvent proches des traitements très efficaces (valeurs positives de l'axe des abscisses), alors que les disques biologiques et les traitements primaires se trouvent à l'autre extrémité de l'axe. Les lagunages aérés et naturels sont très proches les uns des autres.

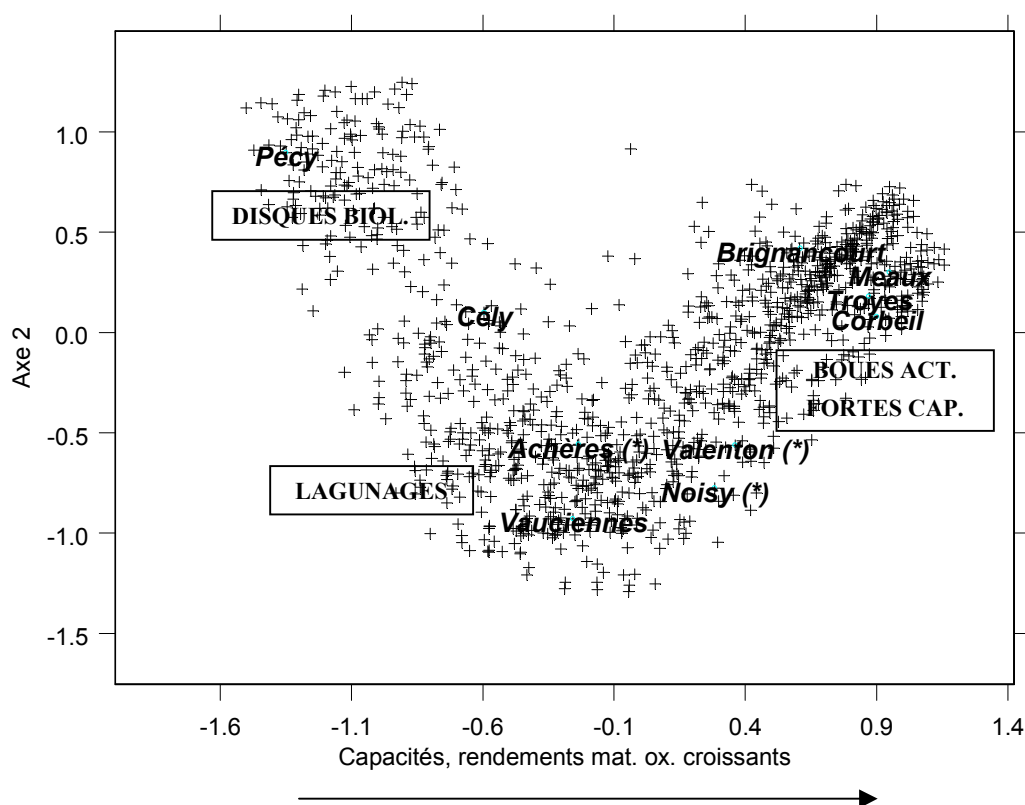


Figure 5 : Nuage des points représentant les stations d'épuration du bassin de la Seine, positionnées dans le premier plan d'inertie de l'ACM. Les stations identifiées ont été échantillonnées en 1999 ou dans une phase antérieure du PIREN Seine (*). Trois types de filières caractéristiques ont été situés en encadré sur ce plan.

Sur la base de cette description, nous avons prélevé pour analyse en carbone organique biodégradable, DCO, DBO₅, MES et formes de l'azote les rejets traités des stations décrites dans le Tableau 1 et repérées par le nom de la commune sur le graphe de la Figure 5. La station Seine aval ayant été étudiée sous cet aspect par Servais *et al.* (1999a), nous n'avons pas choisi de station à boues

activées en forte charge. Les prélèvements et les analyses ont été effectués de manière comparable : échantillons moyens sur 24 heures réfrigérés en sortie de station, sur lesquels sont effectués des mesures de carbone organique biodégradable particulaire et dissous (protocole Servais *et al.*, 1995), de Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO₅), Demande Chimique en Oxygène (DCO), Matières en suspension et formes de l'azote (NH₄, NO₃, NO₂). Ces derniers paramètres nous permettent éventuellement de déceler des dysfonctionnements de la station d'épuration au moment du prélèvement. Deux installations ont été visitées plusieurs fois : le lagunage de Vauciennes (Oise), qui est particulièrement sensible aux variations saisonnières, la station de Meaux (Seine et Marne).

<i>Station</i>	<i>Capacité nominale</i>	<i>Charge*</i>	<i>Rendement N-Kjeldahl</i>	<i>Rendement Mat. Ox.</i>	<i>Rendement M.E.S.</i>	<i>Rendement P. total.</i>	<i>Filière</i>
Vauciennes	1000 e.h.	0.3	0.45	0.87	0.82	0.20	Lagunage naturel
Meaux	120 000 e.h.	0.7	0.78	0.97	0.98	0.80	Boues activées, Aér. Prolongée
Troyes	290 000 e.h.	0.6	0.8	0.84	0.82	0.27	Boues activées, Aér. Prolongée
Pécy	175 e.h.	0.4	0.01	0.32	0.42	0.10	Disques Biologiques
Cély	1 300 e.h.	0.6	0.20	0.60	0.49	0.09	Boues activées, Aér. Prolongée
Brignancourt	400 e.h.	0.5	0.92	0.95	0.96	0.30	Boues activées, Aér. Prolongée
Corbeil	75 000 e.h.	0.84	0.89	0.93	0.98	0.72	Biofiltres

Tableau 1 : Description des stations d'épuration échantillonnées (d'après le fichier AESN de 1996). (*) La charge est définie comme le ratio entre le nombre d'e.h. raccordés et la capacité nominale de l'installation.

2.2. Résultats

Les résultats des mesures de carbone organique biodégradable effectuées en 1999 sont regroupés ci-dessous, dans le tableau 2 et la figure 6. Les échantillons ont été prélevés en sortie de station, à l'aide d'un échantillonneur moyen 24h réfrigéré, sauf pour la station de Corbeil (échantillon instantané).

	Prélèvement	DBO ₅	NH ₄	CODR	CODB	COPR	COPB	flux de CODB (kg/j)	Flux de COPB (kg/j)
Vauciennes	Fév. 1999	19	25	4.2	5.5	10.2	14.8	0.3	0.9
	Sept. 1999	15	7	10.7	7.9	8.1	9.7	0.5	0.6
Meaux	Mars 1999	8	10	3.9	1.5	3.5	1.9	25.2	31.9
	Nov. 1999	5	1	4.5	1.9	0.8	1.2	31.9	20.2
Troyes	Mai 1999	2	2	5.3	2.	4.2	1.5	118.7	90.8
Pécy	Avril 1999	22	20	4.4	6.8	7.5	18.6	0.1	0.1
Cély	Mai 1999	63	16	4.7	3.7	12.1	62.1	0.6	0.6
Brignancourt	Mai 1999	8	2	7.5	2.8	2.8	0.9	0.1	0.
Corbeil	Mars 1999			10	0.5	2	3	6.3	37.8

Tableau 2 : concentrations en DBO₅ (mgO₂/l), NH₄ (mgN/l), CODR, CODB, COPR, COPB (mgC/l) dans les effluents traités; flux de CODB et de COPB liés au rejet de la station exprimés en kg par jour, calculés sur la base d'un rejet de 200 litres d'eau par e.h..

Tous les rejets d'eau traitée échantillonnés contiennent du carbone organique biodégradable, les

concentrations de CODB étant très faibles ($< 3 \text{ mgC/l}$) pour certaines stations (Meaux, Corbeil, Troyes, Brignancourt). Cependant, lorsque les volumes traités sont importants, le flux de matière organique biodégradable rejeté l'est aussi (de l'ordre de la dizaine, voire la centaine de kilos par jour pour Meaux et Troyes). Ramenés à un équivalent habitant, ces flux varient de 0.5 à une dizaine de gC par jour et par habitant, la variabilité la plus forte étant due au COPB. La très forte valeur observée à Cély (62mgCOPB/l) est d'ailleurs vraisemblablement imputable à un problème de perte de boues, ce qui est cohérent avec le rendement de 0.49 sur les M.E.S. annoncé par l'agence de l'eau en 1996.

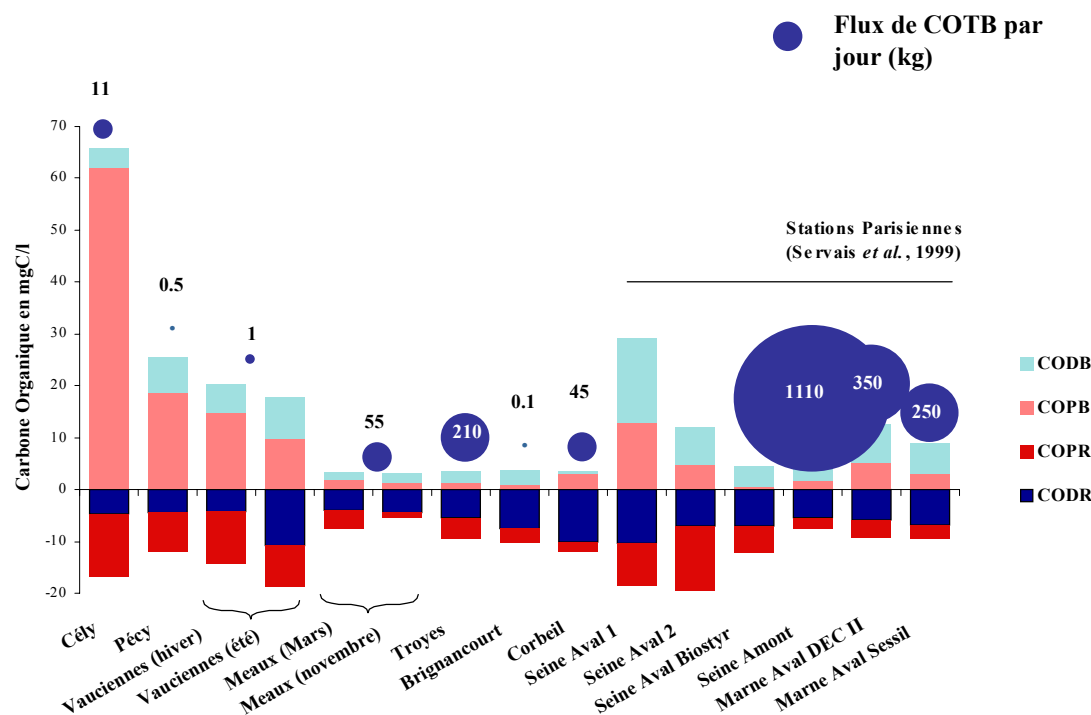


Figure 6. Fractionnement du carbone organique des eaux traitées en CODB, COPB, CODR, COPR pour chacun des prélèvements de 1999 (échantillon moyen 24h réfrigéré). Les fractions réfractaires sont indiquées en valeurs négatives pour bien les distinguer des fractions biodégradables. Le flux journalier de COTB est indiqué en kg par les pastilles de surface proportionnelles à la valeur.

Ces résultats montrent que (i) notre stratégie d'échantillonnage nous a effectivement permis d'étudier des installations très différentes les unes des autres et donc d'explorer la variabilité du nuage de points qui les représente ; (ii) cette variabilité s'exprime non seulement dans les concentrations de carbone organique biodégradable rejeté, mais aussi dans les proportions dissous/particulaire et dans l'importance du flux journalier (tableau 2, Figure 6); (iii) les deux stations échantillonnées à deux reprises montrent une variabilité temporelle dans la qualité de l'effluent.

Nous avons analysé ces données avec celles collectées précédemment sur les stations parisiennes de Marne aval, Seine amont et Seine aval (Servais et al., 1999b), et dans le réseau d'assainissement en cherchant un moyen d'estimer plus simplement les rejets de COTB en fonction par exemple de la DBO_5 , comme cela a été fait récemment par Servais et al. (1999a) pour les effluents bruts.

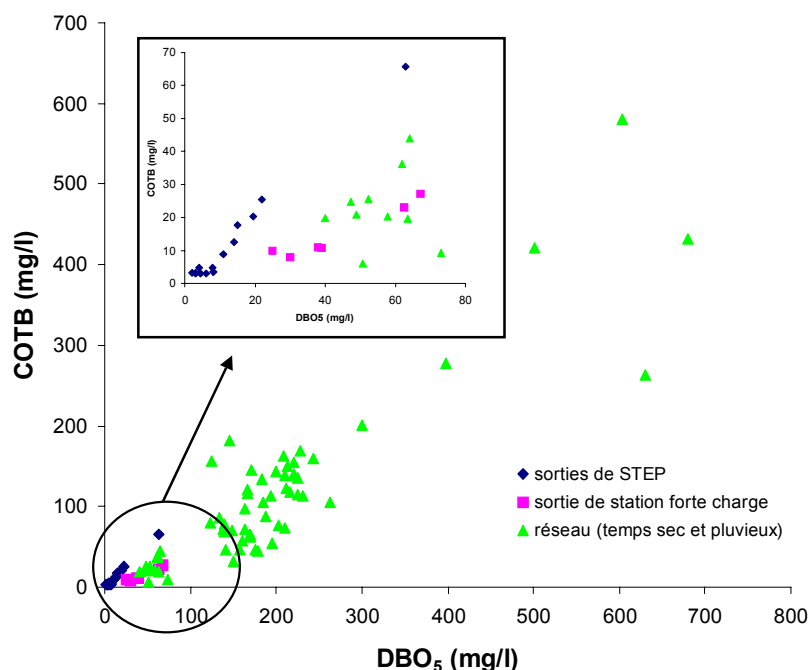


Figure 7 : Carbone Organique Total Biodégradable (mgC/l) en fonction de la DBO₅ (mgO₂/l), mesurés dans des rejets épurés (losanges foncés et carrés clairs pour les stations à forte charge) et dans des effluents de réseau (triangles clairs) par temps sec et pluvieux). Données communiquées par Garnier, Le Réveillé, Mouchel, Seidl, Servais et Tusseau-Vuillemin.

Prises dans leur ensemble, ces données couvrent un large intervalle de valeurs et sont corrélées positivement : $COTB=0,63 DBO_5, r^2=0,82$. Cependant, les échantillons sont de natures très différentes et si l'on restreint l'analyse aux eaux traitées ou peu chargées (encadré sur la Figure 7), on s'aperçoit que les points sont beaucoup plus dispersés. En distinguant les échantillons d'eaux traitées et brutes, on voit cette fois que les eaux traitées (exceptées celles provenant de station en forte charge) semblent caractérisées par un rapport COTB/DBO₅ plus élevé (pour ces seuls 14 points, $COTB=1.03 DBO_5, r^2=0.98$). Ceci exprime simplement qu'après un traitement en faible ou moyenne charge, la matière organique biodégradable encore présente est « lentement » dégradable, c'est à dire seulement partiellement dégradée en 5 jours (ce qui est mesuré par la DBO₅). En revanche, pour des effluents bruts ou ayant passé peu de temps en traitement, la fraction de matière organique dégradable en 5 jours est plus importante par rapport au COTB. Il est donc *a priori* impossible d'utiliser les mêmes corrélations pour les différents types d'effluents.

Nous avons également cherché à corréler les mesures de CODB, COPB ou COTB avec les rendements sur les matières oxydables fournis par les agences de l'eau (Figure 8).

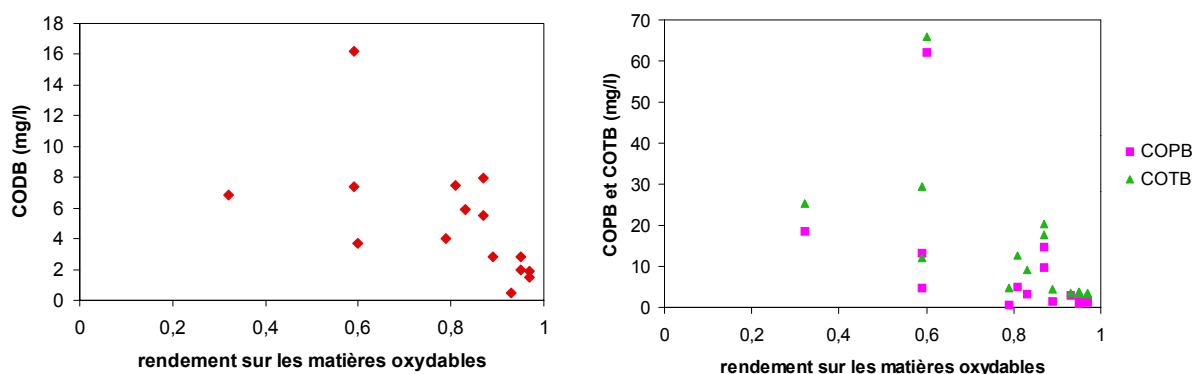


Figure 8 : Variations du CODB, du COPB et du COTB en fonction du rendement sur les matières oxydables (communiqué par l'AESN).

Aucune corrélation satisfaisante n'est obtenue de cette façon, et nous pouvons avancer plusieurs explications. La première est d'ordre expérimental : nous avons exploré jusqu'à présent une variabilité spatiale et structurelle (type de filière, rendements...), mais peu la variabilité temporelle. Or, les premières mesures effectuées en ce sens (sur Vauciennes et Meaux, voir Figure 6) nous montrent des écarts de 25-35% et 40-45% pour les fractions de CODB et COPB respectivement. Ceci s'explique aisément pour le lagunage naturel, dont l'efficacité dépend fortement de la température ambiante et donc de la saison, mais est plus surprenant pour une station comme Meaux, qui fonctionne de façon très régulière. Nos points de mesure devraient donc être dotés d'une barre d'erreur décrivant leur variabilité temporelle, qui faciliterait peut-être leur interprétation en fonction d'autres paramètres. D'autre part, il est possible que la concentration en COTB en sortie de station d'épuration dépende non seulement du rendement de l'installation sur les matières oxydables, mais aussi d'autres paramètres, comme le type de filière, le temps de séjour, etc... c'est d'ailleurs l'hypothèse qui est à l'origine de notre analyse statistique poussée du parc. Sur la Figure 9a, nous avons reporté les points expérimentaux de COTB sur le plan défini par l'ACM (voir Figure 5). Mis à part le point de Cély, qui correspond probablement à un dysfonctionnement transitoire de l'installation, il est possible de faire passer un plan de régression par ces points (Figure 9b).

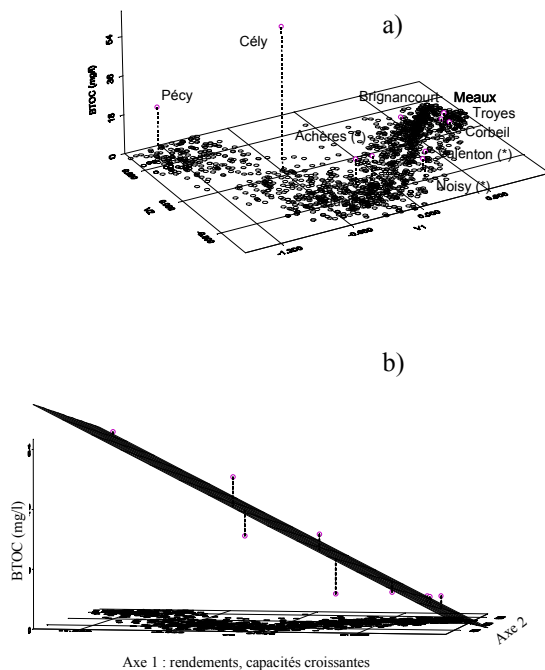


Figure 9 : a) points de mesure et valeurs de COTB (mgC/l) mesurées dans les rejets traités de station d'épuration ; b) plan de régression tracé entre ces points, excepté Cély (65.8 mgC/l). Les pointillés représentent la distance du point de mesure au plan de régression.

En prenant en compte grâce à l'ACM tous les paramètres décrivant les installations, on améliore l'estimation *a priori* du COTB. Cependant, la question de la variabilité temporelle n'étant pas encore résolue, l'utilité de ce genre de représentation demande à être confirmée.

3. Mesure des fractions rapidement et lentement biodégradables de la matière organique.

Dans le cadre de la description biogéochimique de l'hydrosystème Seine élaborée par le PIREN-Seine, la biodégradabilité de la matière organique est mesurée par la méthode Servais et al. (1987, 1995). Celle-ci permet de diviser en deux la matière organique: une partie biodégradable et l'autre non biodégradable dite "réfractaire". Cependant un fractionnement plus détaillé de la matière organique est utilisé par les modèles du PIREN-Seine. Ainsi, la partie biodégradable de la matière organique dissoute quantifiée par la méthode Servais et al. (1987) est subdivisée en 3 autres classes de biodégradabilité : les substrats directs (S), la matière organique rapidement hydrolysable en substrats directs (H1) et la matière organique lentement hydrolysable en substrats directs (H2). La seule méthodologie qui permette aujourd'hui d'estimer ces variables consiste à réaliser une expérience de dégradation de l'eau à analyser en présence d'une inoculum bactérien réduit puis à ajuster le jeu de valeurs initiales pour H1, H2 et S qui permet de retrouver les résultats expérimentaux. Dans ces essais, la biomasse hétérotrophe doit être mesurée. La méthodologie que nous proposons vise à simplifier cette procédure de manière à pouvoir étudier convenablement la distribution des différentes fractions de la matière organique dans le bassin de la Seine.

3.1. Principe

Cette méthode, que nous utilisons sur tout le continuum réseau d'assainissement / station d'épuration / milieu naturel récepteur pour qualifier la matière organique en terme de biodégradabilité, est basée sur une mesure de respiration en batch consistant à mettre en contact une boue de station d'épuration et l'eau à tester (Ekama et al, 1986). Elle a initialement été développée sur des eaux usées. On observe une consommation rapide d'oxygène suivie d'une consommation plus lente ; la quantité d'oxygène consommée rapidement caractérise la matière organique rapidement dégradable.

La boue que nous utilisons pour les tests est constituée par une boue primaire de station d'épuration. Elle est vieillie sous constante oxygénation durant 48 heures. Au cours du vieillissement, la consommation d'oxygène diminue rapidement puis devient sensiblement constante au cours des 2 à 3 jours suivants comme l'illustre la figure 10. Dans cet état, l'activité dans la boue est contrôlée par la lyse d'un stock important de matériel lentement dégradable qui provient de la boue primaire (Vollersten et al, 1998).

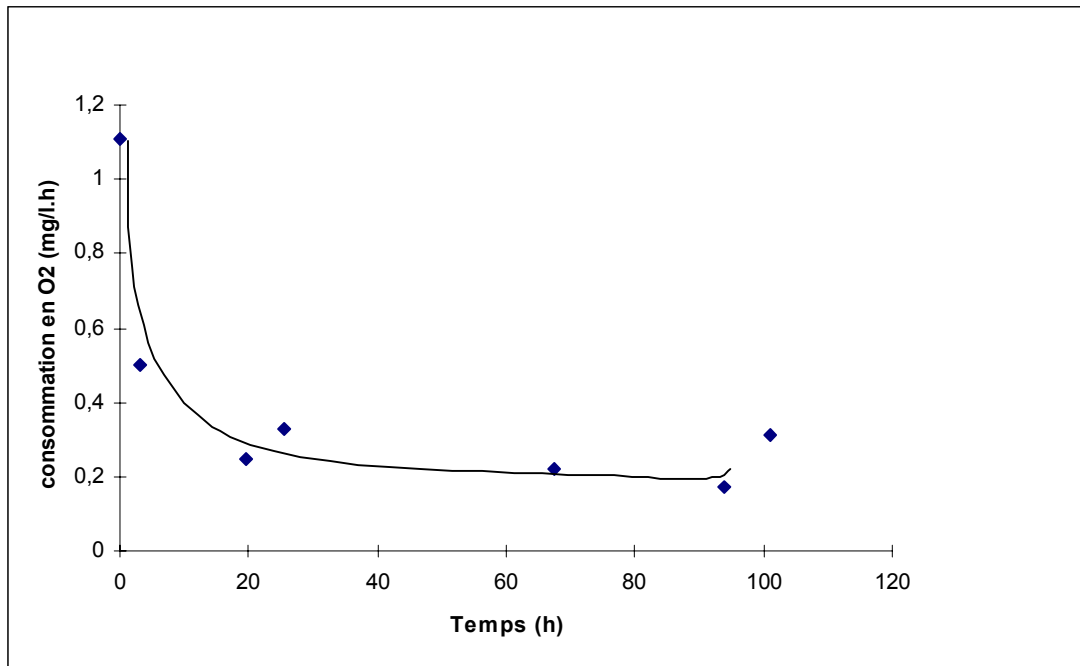


Figure 10 : Consommation d'oxygène d'une boue primaire de Noisy durant son vieillissement.

3.1.1 Faisabilité de la méthode

Ce paragraphe constitue un bref rappel de manipulations préliminaires effectuées l'an dernier.

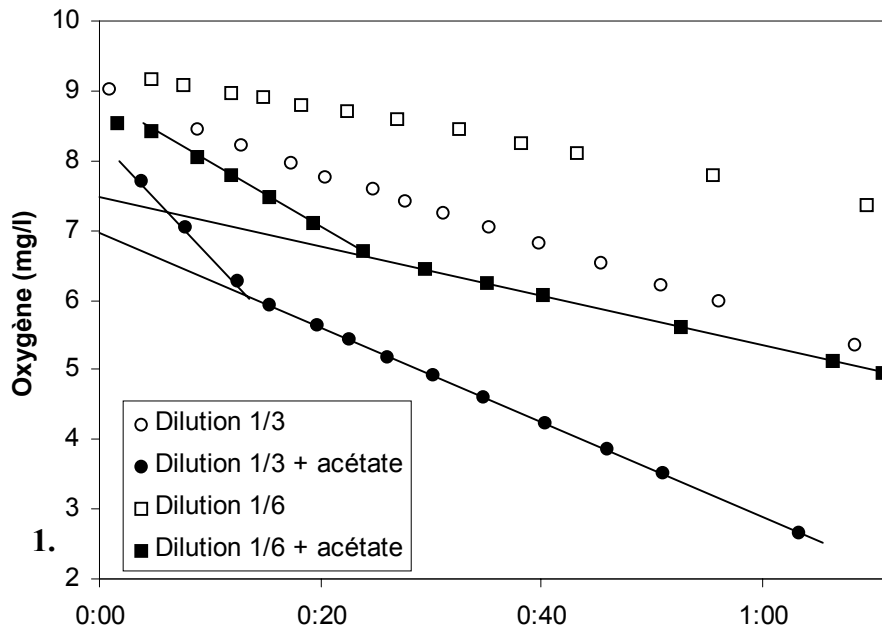


Figure 11 : Evolution au cours du temps (exprimé en heures :minutes) de la concentration en oxygène dissous dans un réacteur contenant de la boue primaire vieillie et diluée à 1/6 (carrés vides), 1/3 (ronds vides), 1/6 plus acétate (carrés noirs), 1/3 plus acétate (ronds noirs).

Un exemple de suivi de consommation est donné sur la figure 11, pour la boue diluée seule, et la même boue en présence d'acétate de sodium. L'ajout d'acétate a lieu à l'instant zéro. Cette expérience nous permet de valider 2 points :

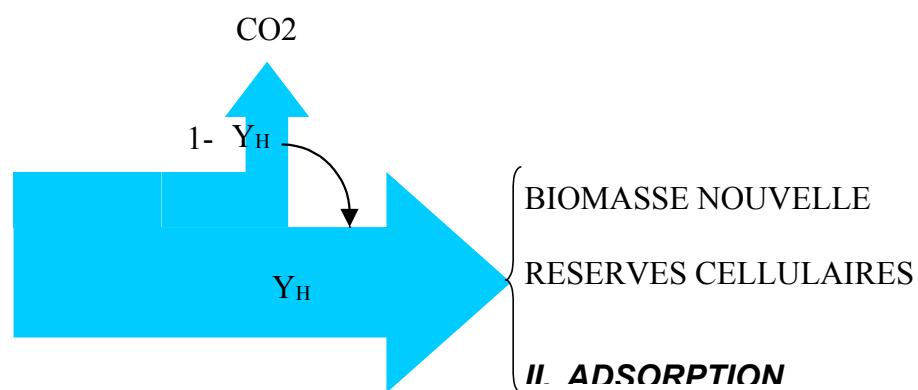
D'une part, après dilution de la boue seule, la consommation d'oxygène observée est proportionnelle à la dilution. Ceci confirme l'hypothèse selon laquelle un flux constant de matière organique biodégradable est généré par le matériel particulaire.

D'autre part, un ajout d'acétate (très facilement dégradable) provoque une consommation à taux constant quel que soit l'ajout, qui peut donc s'apparenter au taux maximal de respiration par la biomasse de la boue lorsque ce substrat est saturant. La consommation d'oxygène mesurée durant cette phase rapide divisée par la consommation potentielle due à l'ajout d'acétate correspond à un rendement de croissance de 69%, ordre de grandeur correspondant aux valeurs trouvées par les épurateurs (Gujer et al., 1995). On observe que la pente qui suit la phase de consommation à taux maximum est légèrement plus forte que celle du blanc. On verra dans le paragraphe 2.3 que ce phénomène peut être interprété comme un sur-métabolisme microbien dû à la consommation de produits adsorbés ou stockés par la biomasse.

3.1.2 Interprétation des résultats

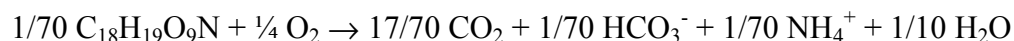
On peut classer le COD consommé par les bactéries en quatre compartiments :

- A. le COD respiré en CO₂ pour produire l'énergie nécessaire au métabolisme
- B. le COD transformé en biomasse et donc utilisé pour l'élaboration du matériel intracellulaire
- C. le COD stocké sous forme de réserves intracellulaires
- D. le COD adsorbé par la biomasse



Nous définissons le rendement de croissance Y_H comme le rapport entre le COD transformé dans les compartiments B, C et D (i.e. biomasse nouvelle, réserves intracellulaires et adsorption) et le COD consommé. Pour x mg/l de COD consommé pendant le test respirométrique, $Y_H \cdot x$ s'incorpore dans la biomasse (sous forme B, C ou D) et $(1 - Y_H) \cdot x$ est respiré (c'est A).

Le rapport oxygène / carbone (en masse) est environ de 2,6. Ce rapport est obtenu à partir de l'équation suivante de l'oxydation aérobie de la matière organique (C₁₈H₁₉O₉N) (Henze et al., 1997) :



Pour un Y_H de 0.7 (valeur obtenue pour l'acétate), 70% du COD consommé est intégré dans la biomasse et que 30% est respiré. Le rapport entre l'oxygène consommé et le COD consommé devient $0.30 \cdot 2.6 = 0.78$.

Pour s'affranchir des incertitudes causées par une possible variabilité du rapport 2.6, en fonction du type de matière organique dégradée, il faudrait pratiquer des mesures de DCO dissoute plutôt que de COD. Hélas, la méthode de DCO n'est pas du tout sensible aux faibles concentrations qu'on doit utiliser pour les essais de respirométrie pour ne pas consommer l'oxygène trop rapidement.

Deux méthodes sont donc envisageables pour atteindre le carbone rapidement dégradé noté CODQ :

(1) Si Y_H est connu (soit par exemple, si on suppose que Y_H est toujours celui de l'acétate, quel que soit le substrat consommé), le rapport (ΔO_2 / carbone consommé) est connu également, une mesure de ΔO_2 nous permet de déduire la quantité de carbone consommée soit CODQ. Un suivi respirométrique suffit selon cette méthode.

(2) Si Y_H n'est pas connu, il faut mesurer directement le COD consommé pour connaître le CODQ en supposant que la boue elle-même ne relargue pas significativement de COD durant l'essai, ou encore qu'un test à blanc permet d'évaluer précisément ce relargage. Outre l'hypothèse de non-relargage significatif par la boue, cette méthode oblige à pratiquer des mesures de COD au début de l'essai et dès que la respiration retourne au niveau du blanc.

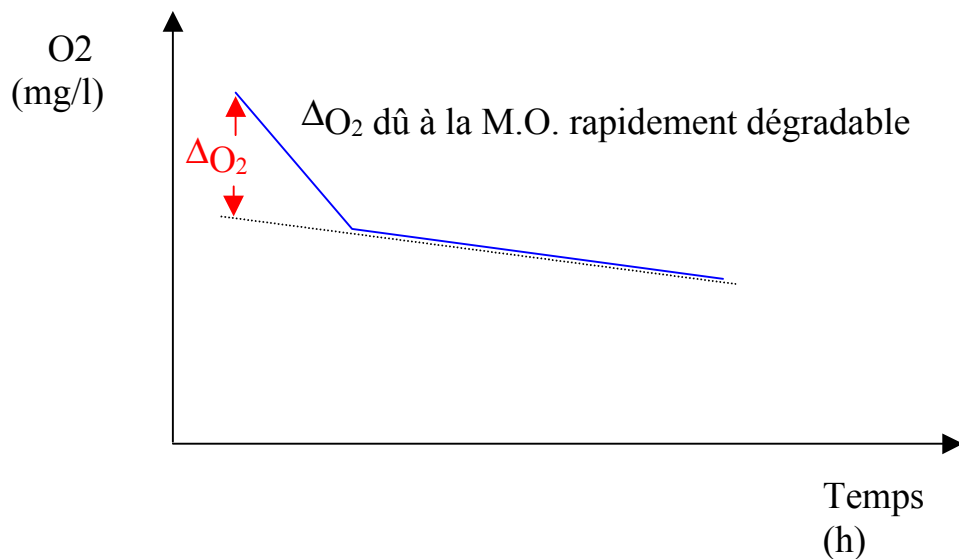


Figure 12 : Suivi de la concentration en oxygène en fonction du temps

3.1.3 Y_H est-il constant ?

Pour simplifier les procédures de mesure du CODQ à partir de matières organiques dissoutes naturelles, il serait intéressant de pouvoir utiliser la technique respirométrique simple, sans mesure complémentaire de COD. Des essais entrepris cette année en Marne ou à Troyes, où les deux procédures ont été utilisées simultanément, montrent que l'hypothèse de rendement constant égal à 0.7 Y_H ne peut pas être exclue pour le moment.

Le rapport oxygène consommé sur carbone consommé est en moyenne de 0,5 (pente de la régression) alors les valeurs les plus élevées atteignent 0.8, soit approximativement la valeur attendue pour un rendement de croissance de 0.7. Les valeurs les plus faibles ne semblent pas pouvoir être dues à une matière organique particulièrement oxygénée au départ (qui consommerait donc peu d'oxygène par atome de carbone), ni par un rendement de croissance supérieur à 0.7 (non réaliste du point de vue du métabolisme microbien). Aux erreurs de mesure près, un rapport aussi faible ne pourrait être expliqué que par la disparition d'un stock de COD supplémentaire, d'une autre origine que le CODQ. Si l'adsorption du CODQ (D) est un phénomène important dans les expériences, il est plausible qu'une partie du COD non dégradé soit aussi adsorbé, ce qui pourrait expliquer les sous-consommation apparente d'oxygène. Ce point mérite d'être approfondi par des expériences spécifiques.

On notera que la méthodologie à l'oxygène n'est pas directement remise en cause par ces constatations. Par contre, c'est la notion même de rendement de croissance qu'il convient de considérer avec prudence : est-il intéressant, en effet, de considérer la carbone adsorbé comme faisant partie de la biomasse ? Cette question qui est loin d'être close, et qui agite toujours le monde de l'assainissement.

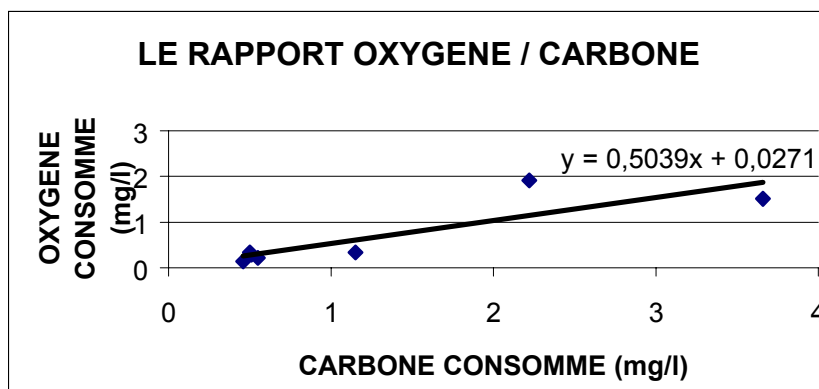


Figure 13 : le rapport oxygène / carbone consommé lors des expériences de respirométrie sur la Marne et sur la station d'épuration à Troyes

3.2. Résultats

3.2.1 Protocole

Les résultats de CODQ suivants ont été obtenus selon la méthode (2), en faisant le rapport entre le COD consommé et le COD initial de l'effluent à tester. Afin de pallier au problème de relargage de boue mentionné dans le paragraphe précédent nous avons réalisé un suivi respirométrique témoin en remplaçant l'effluent à tester par de l'eau minérale (exempte de CODQ) à même dilution. De cette manière le COD relargué durant le test témoin peut être retranché aux autres tests.

Dans le cadre de la campagne menée à Troyes le 26 et 27 mai 1999, nous avons appliqué cette méthode sur les eaux d'entrée et de sortie de la station d'épuration ainsi que sur la Seine en amont et en aval de celle-ci.

3.2.2 En station d'épuration

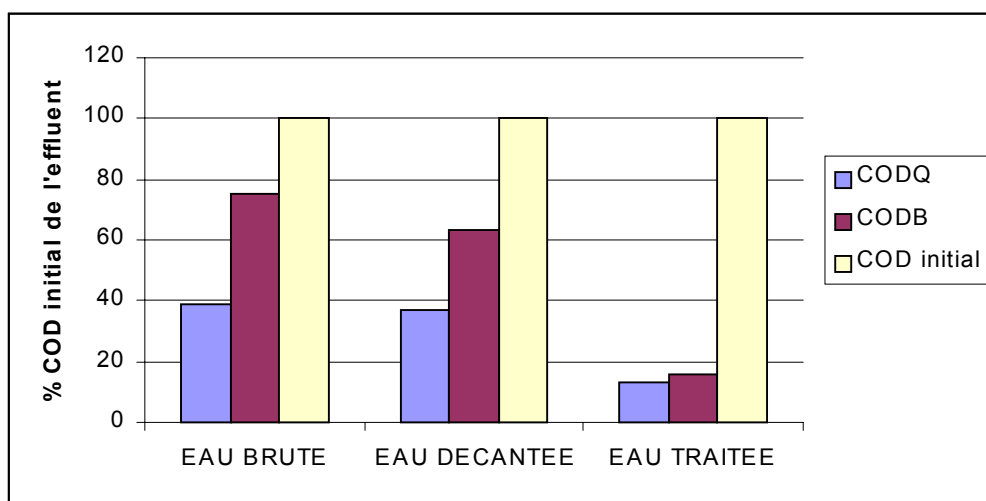


Figure 14 : % COD rapidement dégradé, dégradé et total dans la station d'épuration de Troyes (26/07/99)

Nous notons des pourcentages de COD rapidement biodégradable similaires en ce qui concerne l'eau brute et l'eau décantée soit presque 40% du COD total du début de manipulation. Des expériences passées (Seidl et al., 1997) avaient montré que l'abattement de COD dû à la floculation-sédimentation agit de manière identique sur le CODB et le CODR (résiduel), il semble donc en être de même pour le CODQ ; l'eau traitée ne présente plus que 10 % de COD rapidement biodégradable.

3.2.3 Dans la Seine autour de Troyes

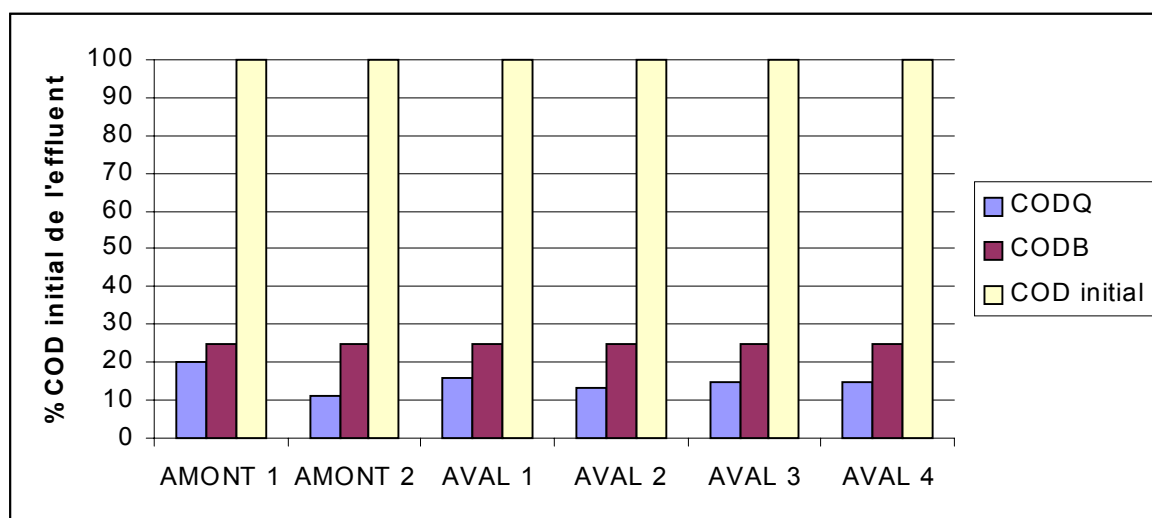


Figure 15 : % COD rapidement dégradé, dégradé et total dans la Seine en amont et en aval de la station d'épuration de Troyes (26 et 27/07/99); une moyenne de 25% a été choisie pour les CODB qui ont été établis à partir d'échantillons différents collectés au cours de la même campagne.

Le pourcentage de COD rapidement biodégradable en amont et en aval de la station d'épuration de Troyes fluctue autour de 15%. Ainsi, l'eau de la Seine en aval de la station d'épuration n'a pas une fraction plus importante du carbone rapidement biodégradable.

3.2.4 Dans la Marne à Gournay

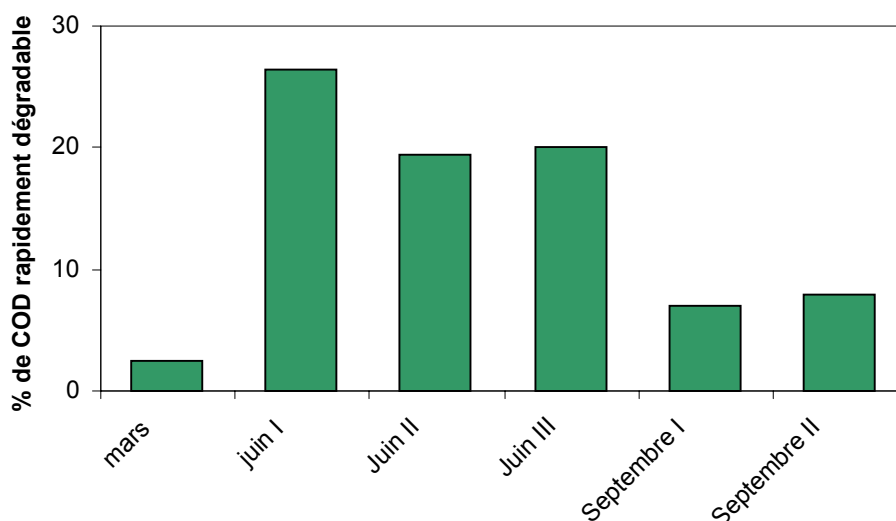


Figure 16 : Variabilité temporelle du carbone rapidement biodégradable (CODQ) en rivière (la Marne à Gournay)

Le pourcentage de carbone organique rapidement biodégradable a également été mesuré à la même station (la Marne, à Gournay), à six dates différentes, afin d'évaluer la variabilité temporelle de ce paramètre.

Cette expérience a permis de mettre en évidence l'influence du bloom phytoplanctonique sur le carbone rapidement biodégradable : lors du mois de Juin nous observons un pic de carbone rapidement biodégradable autour de 20%. Le phytoplancton est source de carbone rapidement biodégradable : d'une part la lyse algale ainsi que l'excrétion après broutage sont responsables de la production de

substrats carbonés rapidement biodégradable (Malone et Ducklow, 1990, Peduzzi et Herndl, 1992) et d'autre part le phytoplancton exsude du carbone organique dissous (Lancelot et Mathot, 1987). La lyse produit principalement du H_1 alors que l'excrétion produit du S (Servais et al., 1989). Ces deux fractions du carbone sont regroupées dans le CDOQ.

3.3. Le phénomène de stockage

L'interprétation de l'expérimentation consistant à ajouter de l'acétate (voir le paragraphe 3.1.1), nous a conduit à penser qu'un phénomène de stockage est susceptible d'avoir lieu. En effet, nous observons que la pente qui suit la phase de consommation à taux maximum est légèrement plus forte que celle du témoin (voir figure 11), ce qui est compatible avec le fait qu'il y ait un sur-métabolisme microbien dû au substrat adsorbé ou stocké par la biomasse.

La littérature, notamment Majone et al. (1999), mentionne aussi l'existence d'un stockage intra-cellulaire lorsqu'une population disposant d'un substrat facilement biodégradable (tel que l'acétate) est soumise à un changement de condition (comme c'est le cas lors de nos expérimentations).

Comme la question posée au point 3.1.3 à propos de possible adsorptions, ces remarques amènent à s'interroger sur la nature de ce carbone stocké, et la nécessité de définir plus précisément un rendement cellulaire.

3.4. Apports potentiels à la connaissance de la dynamique de la matière organique dans le bassin (programme 2000).

Les expériences menées selon cette méthode ont montré l'applicabilité d'une technique utilisée usuellement sur les eaux de réseau et de station d'épuration dans le but d'aboutir à une meilleure caractérisation des classes de biodégradabilité de la matière organique y compris dans le cas des eaux naturelles. Cependant, nous devons réaliser des expériences complémentaires d'une part pour identifier le stockage intra-cellulaire et d'autre part pour accéder à un rendement de croissance bien défini, paramètre essentiel pour toutes les évaluations de teneurs en matière organique basées sur des mesures respirométriques.

Ainsi, outre des mesures de consommation par respirométrie simple qui peuvent être réalisées presque en routine aujourd'hui, on poursuivra pour le programme 2000 un travail de d'identification de la nature du carbone appelé rapidement biodégradable selon la méthodologie utilisée dans cette étude, et des rendements de croissance.

4. Conclusion générale sur les apports des stations d'épuration.

Les travaux de l'année 1999 ont mis en évidence plusieurs aspects de la variabilité des apports des stations d'épuration du bassin amont à la Seine. La quantité de matière organique biodégradable rejetée est variable, dans le temps et dans l'espace. Cette variabilité se décline à différents niveaux de précision : sur le COTB, sur le fractionnement du COTB en COPB et CODB, et enfin sur le fractionnement du CODB en HD_1 et HD_2 . A chacun de ces niveaux de précision correspondent des degrés d'information croissants sur l'impact des rejets amont sur l'aval du fleuve. Au cours de l'année 2000, nous nous attacherons à évaluer la variabilité temporelle de ces paramètres. D'autre part, afin de valider nos connaissances sur la dynamique conjointe des bactéries hétérotrophes et de la matière organique, nous évaluerons de façon exhaustive les apports de matière organique biodégradable sur un bief modélisé par PROSE.

5. Références.

- Billen G., Dégardin P., Even S. et Thomas W., Intercomparaison des modèles KALITO, MONET et PROSE, rapport PIREN-Seine 1994, 167 pages.
- Ekama, G.A., Dold, P.L., Marais, G.v.R. (1986), Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.*, 18, pp. 91-114
- Escoffier, B. and J. Pagès (1988). Analyses factorielles, simples et multiples. Paris, Dunod.
- Henze, M., Grady, C.P.L. Jr, Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T (1987), A general model for single sludge wastewater treatment systems, *Wat. Res.*, 5, pp. 505
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E. (1997), *Wastewater treatment : biological and chemical processes*, Springer, ed., p66.
- Lancelot, C., Mathot, S. (1987), Dynamics of a phaeocystis-dominated spring bloom in Belgian coastal waters. I. Phytoplanktonic activities and related parameters, *Marine Ecology-Progress Series*, 37, pp. 239-248
- Le Réveillé, G. (1999). Caractérisation des apports en matière organique des stations d'épuration à la Seine. Cemagref. Antony, DEA de l'Université Paris Val de Marne, 50 pages.
- Le Réveillé, G. and M.-H. Tusseau-Vuillemin (2000). Biodegradable Organic Matter in treated wastewaters of the Seine river basin. 1st World Congress of the IAWQ, Paris.
- Majone, M., Dircks, K., Beun, J.J. (1999), Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art, *Wat. Sci. Tech.*, 39, pp. 61-73
- Malone, T.C., Ducklow, H.W. (1990), Microbial biomass in the plume of Chesapeake Bay : Phytoplankton-bacterioplankton relationship, *Limnology Oceanography*, 35(2), pp. 296-312
- Mouchel, J.-M., J. Dispan, et al. (1999). Encore un effort du côté de la dégradation de la matière organique, rapport du Programme Seine, 21 pages.
- Olivier and Dolédec (1997). Multiple Correspondence Analysis, ADE-4, Université Lyon1, France. **1997**.
- Peduzzi, P., Herndl, G.J. (1992), Zooplankton activity fueling the microbial loop : differential growth response of bacteria from oligotrophic and eutrophic waters, *Limnology Oceanography*, 37(5), pp. 1087-1092
- Seidl, M., P. Servais, et al. (1998). "Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow." Water Research **32**(12): 3569-3580.
- Servais, P., Billen, G., Hascoët, M-C (1987), Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters, *Water Research*, 21(4), pp.445-450
- Servais, P., Becquevort, S., Billen, G. (1989), Dynamics of bacterioplankton in the North Sea. *Progress in Belgian Oceanographic Research*. G. Pichot, ed., pp.263-282

Servais, P., A. Barillier, et al. (1995). "Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters." Annals Limnology **31**: 75-80.

Servais, P., G. Billen, et al. (1998). Carbone organique : origines et biodégradabilité. La Seine en son bassin. M. Meybeck. Paris, Elsevier: 483-530.

Servais, P., J. Garnier, et al. (1999a). "Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents." Water Research **33**(16): 3521-3531.

Servais, P., M. Seidl, et al. (1999b). "Comparison of parameters characterizing organic matter in a combined sewer during rain events and dry weather." Water Environment Research **71**(4): 408-417.

Tusseau-Vuillemin M.-H., 1998, mode d'établissement des niveaux de rejets d'épuration en cours d'eau, rapport final de convention FNDAE n°9702100U, Cemagref Antony, 34 pages.

Vollerstein, J., Hvitved-Jacobsen T. (1998), Aerobic microbial transformations of resuspended sediments in combined sewers – a conceptual model, Wat. Sci. Tech., 37, pp. 69-76