phosphore véhiculée par les réseaux d'assainissement et provenant des lessives. La Suisse est en avance sur la France puisque l'utilisation des lessives à phosphates est fortement déconseillée. Il existe une sensibilisation sur les bassins versants agricoles pour limiter l'emploi d'engrais. En effet, des comités se créent avec les agriculteurs, les DDAF, l'Agence de l'Eau, afin d'essayer de sensibiliser les divers intervenants pour

limiter la charge en phosphore, mais c'est un travail de très longue haleine. La commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman s'est créée en 1960 et 30 ans après, on en est seulement aux premières mesures. C'est donc un processus très très long. Mais ce qui est encourageant, c'est que depuis deux ans on constate une inversion de la tendance et une amélioration sensible des eaux du lac.

COMMUNICATIONS

IMPACTS EN SEINE DES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE SUR LES CONCENTRATIONS D'OXYGENE DISSOUS

J.M. MOUCHEL, L. SIMON et M.A. MALDINEY
CERGRENE — ENPC/ENGREF
La Courtine — 93167 Noisy-Le-Grand Cedex.

RESUME

La désoxygénation transitoire due au rejet urbain par temps de pluie de Clichy a pu être identifiée au niveau du barrage de Chatou pour 7 événements au cours de l'été 1991. Le rapport désoxygénation observée sur désoxygénation théorique en fonction du nombre de tonnes de DBO5 rejetée varie d'un facteur supérieur à 3 entre les différents événements. Les petites pluies ont un effet relatif beaucoup plus fort que les plus grosses pluies. Il est également observé que l'état initialement fortement eutrophe de la Seine la rend beaucoup plus fragile vis-à-vis de ce type d'événements. Le plus faible ensoleillement, qui accompagnent les journées pluvieuses, suffit à provoquer des déficits notables d'oxygène dissous. De plus, la dégradation, induite par le rejet, d'une forte concentration de matières organiques algales pourrait entraîner un sur-développement des déficits par rapport à la dégradation des seules matières organiques issues des rejets.

INTRODUCTION

Depuis que la pollution des rejets urbains de temps de pluie a été mise en évidence, et plus encore en France depuis qu'elle fait officiellement partie du programme d'action des agences de l'eau, il a été souligné que l'impact de ce type de rejet était encore imparfaitement connu. On dispose, principalement aujourd'hui, d'approches théoriques qui consistent à appliquer au temps de pluie les concepts et les modèles construits pour le temps sec. Les données de terrain qui permettraient de valider ou modifier ces approches sont encore trop peu nombreuses.

Nous nous sommes efforcés de suivre avec soin les teneurs en oxygène dissous et en ammonium dans la Seine à l'amont et à l'aval de deux des principaux points de déversement d'eaux usées de temps de pluie de l'agglomération parisienne. Le choix de la Seine est justifié par :

- l'existence de mortalités piscicoles importantes tous les deux ans environ, qui confirment que la rivière subit les effets néfastes des rejets urbains de temps de pluie ;

- le fait que des séries de mesures en continu sont déjà disponibles (données de l'Agence de l'Eau et de la Lyonnaise des Eaux à Chatou de 1986 à 1989 et données du Service de la Navigation à Bougival et Joinville) ;

- les campagnes de mesure sur le rejet de Clichy engagées par le S.I.A.A.P. en 1990 et 1991, qui permettent de bien connaître les apports de ce point particulier.

Ainsi, la Seine dans l'agglomération parisienne tend à devenir un site pilote, bien instrumenté, pour lequel peuvent, et pourront encore dans l'avenir, être mesurés avec précision les apports par les différents bassins versants urbains (S.I.A.A.P., Seine-Saint-Denis, Hauts-de-Seine,...) et leurs impacts sur le milieu.

MATERIEL ET METHODES

La position des points de prélèvement et des deux principaux rejets qui nous concernent sont représentés sur la figure 1. Nous avons utilisé à Chatou une sonde « Orbisphère » et une sonde de température Pt100 couplées à un enregistreur « CR2M ». La sonde était maintenue verticale à 3 mètres à l'amont du seuil du barrage et à un mètre de profondeur. Ce positionnement permettait de garantir une vitesse suffisante pour renouveler l'eau au voisinage du capteur et éviter le dépôt excessif de films organiques sur la membrane. Le site était visité deux fois par semaine pour nettoyer le capteur, vérifier sa calibration et transférer les données. Le pas de temps de mesure était de 5 minutes. Les dérives du capteur entre deux phases de vérification de la calibration sont toujours restées limitées ; sur 29 calibrations, 2 ont montré des dérives comprises entre 0,5 et 1 mg/l à saturation, 5 ont montré des dérives comprises entre 0,25 et 0,5 mg/l, toutes les autres ayant été inférieures à 0,25 mg/l.

Figure 1 : Position des stations de mesure de l'oxygène dissous disponibles au cours de l'été 1991 dans le bief Suresnes-Chatou. Les stations sont gérées par le PIREN-Seine, le Service de la Navigation de la Seine et le S.I.A.A.P. (CRITER). Les deux flèches indiquent la position des deux principaux rejets urbains de temps de pluie dans ce bief de la Seine (Clichy et La Briche).

Au cours de la période (juillet à octobre 1991), les concentrations d'oxygène dissous ont varié de 1 à près de 12 mg/l. Aucune concentration nulle n'a pu être observée au cours de cet été peu orageux où aucune mortalité piscicole de grande ampleur n'a été enregistrée. L'ensemble des résultats a été rapporté dans [MOUCHEL et TEN VELDHUIS, 1991], il n'est pas l'objet de cet article de donner toutes ces figures, nous nous focaliserons sur la fin du mois de juillet 1991 (figure 2).

DISCUSSION

1. IMPACTS DES FACTEURS METEOROLOGIQUES, EN DEHORS DE LA PLUIE

1.1. BELLES JOURNEES ET TRISTES JOURNEES

Des variations nyctémérales apparaissent très clairement dans la série des données (figure 2), avec une croissance des

concentrations au cours de la journée et une décroissance au cours de la nuit ; les concentrations maximales sont atteintes vers 18 h 00 (légal) et les minima vers 6 h 00. L'intensité de ces fluctuations (globalement plus importante à Chatou qu'à Suresnes) est très variable, puisqu'elle peut atteindre 4 mg/l le 19 ou le 31 août 1991 par exemple à Chatou, et reste de l'ordre de ou inférieure à 1 mg/l seulement au cours de mois d'octobre.

De toute évidence, l'origine de ces fluctuations est la photosynthèse ; parmi tous les paramètres biologiques et physiques susceptibles d'influer (quantité et qualité du phytoplancton présent, intensité du rayonnement solaire, transparence de l'eau, température,...), le rayonnement solaire semble le plus important. Il contrôle directement la photosynthèse et indirectement la quantité de phytoplancton et la température. Les données d'irradiance solaire totale (directe et indirecte), en J/m², fournies par la Météorologie Nationale aux stations de Montsouris et de Trappes (figure 3), montrent qu'il existe durant les périodes en moyenne les plus éclairées (au cours des mois de juillet et août) un facteur de l'ordre de 6 à 10 entre les journées les plus ensoleillées et les journées les plus sombres. L'importance des fluctuations de l'irradiance d'un jour à l'autre contribue grandement au rôle de facteur de contrôle joué par ce paramètre.

La plupart des auteurs s'accordent à dire que la photosynthèse est limitée par la lumière pour des irradiances inférieures à 500 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ [KIRK, 1983], au-delà on peut observer une stagnation ou même une inhibition de la photosynthèse. A la surface de l'eau, en été, le rayonnement moyen journalier

Figure 2 : Evolution des teneurs en oxygène dissous et de la température au niveau du barrage de Chatou du 22 au 31 juillet 1991, données moyennées sur des pas de temps de 15 minutes. Les rejets de Clichy sont représentés par des rectangles dont la longueur figure la durée du rejet et la surface est proportionnelle au volume rejeté.

Figure 3 : Rayonnement global mesuré à la station de Trappes par la Météorologie Nationale.

atteint des valeurs maximales de l'ordre de 2.500 J/m^2 , soit environ $670 \mu\text{E/m}^2/\text{s}$ dans le PAR ; en moyenne horaire, on peut atteindre plus de $2.000 \mu\text{E/m}^2/\text{s}$ dans le PAR, mais seulement au voisinage du midi solaire. Etant donnée la turbidité de la Seine en été (la profondeur de Secchi est d'environ un mètre), la pénétration de la lumière est fortement entravée, et les algues, mobiles au sein de la colonne d'eau, sont fréquemment en état de limitation par la lumière, certainement en tous cas au cours des journées moins ensoleillées. Ainsi, une brutale diminution de l'irradiance provoquera une diminution sensiblement équivalente de la photosynthèse, alors que les algues et les bactéries continueront à respirer et consommer de l'oxygène. En pratique cet effet n'est guère aisé à mettre en évidence indépendamment de celui des rejets urbains de temps de pluie car les deux phénomènes sont généralement concomitants. Au cours de l'été 1991, toutes les diminutions brutales d'ensoleillement ont été accompagnées de pluies et de déversements, ce qui nous a empêchés d'isoler le phénomène de déficit causé par l'affaiblissement de la photosynthèse et de mesurer directement son ampleur. Néanmoins, étant donné le temps de transit des eaux depuis le point de rejet jusqu'au point de mesure, on peut montrer une tendance à la diminution des concentrations d'oxygène dissous avant que les masses d'eau issues des rejets principaux atteignent le point de mesure. C'est le cas par exemple de la journée du 30 juillet où l'irradiance à Trappes n'était que de 320 J/cm^2 contre 2.200 le 29 juillet (figure 3).

Bien que des précipitations se soient développées le 30 juillet et aient provoqué des déversements, à Clichy notamment, en fin de journée, on observe une diminution sensible du pic journalier d'oxygène dissous le 30 juillet, ce qui conduit à des

concentrations plus faibles au cours de la nuit du 30 au 31 juillet qu'au cours de la nuit précédente (figure 2). On perd ainsi près d' 1 mg/l , ce qui représente plus de trente tonnes d'oxygène manquant dans les masses d'eau qui transiteront à Chatou dans les cinq jours suivants.

A l'échelle de la journée, les fluctuations de pression ou de température (et donc de concentration à saturation de l'oxygène dissous) sont beaucoup trop faibles pour avoir une quelconque influence significative ; par contre, à plus grande échelle de temps, la température aura une influence considérable puisqu'elle modifie à la fois la concentration d'oxygène à saturation et l'activité biologique du phytoplancton et des bactéries.

1.2. EXISTENCE D'UN CYCLE DE STRATIFICATION NYCHTEMERAL

On note souvent des oscillations des concentrations en oxygène au moment du maximum de concentration en fin d'après-midi. Elles sont précisément synchrones avec des fluctuations de température et apparaissent principalement au cours des journées les plus ensoleillées. Au pas de temps de cinq minutes, l'intensité des fluctuations est plus importante, de l'ordre de celle des fluctuations journalières, et la fréquence plus haute également ; mais ces fluctuations restent toujours parfaitement synchrones avec celles de la température. Elles témoignent de l'existence simultanée de masses d'eau de qualité différentes dans la Seine car il n'est pas possible que l'oxygène dissous ou la température puissent fluctuer aussi rapidement dans l'ensemble de la rivière ; ces masses d'eau tendent à s'homogénéiser au cours de la nuit où les fluctuations s'estompent. Il

s'agit très probablement d'un phénomène de stratification diurne bien connu en limnologie [IMBERGER et al., 1985] dû au réchauffement des couches de surface au cours de la journée, ce qui provoque une situation stable avec des échanges limités entre les couches de surface et les couches de fond, et à leur refroidissement au cours de la nuit qui conduit à une situation instable et à un mélange convectif de la colonne d'eau. Nous ne connaissons pas à l'heure actuelle l'extension spatiale de ce phénomène à l'amont du barrage.

L'absence ou la faiblesse des échanges entre la couche de surface (bien éclairée) et la couche de fond au cours de la journée accentue encore l'intensité du pic journalier d'oxygène, car la mesure effectuée n'est plus représentative de l'ensemble de la colonne d'eau mais seulement de la couche de surface, mieux éclairée et mieux oxygénée. Au début de la nuit, la diminution rapide de la concentration d'oxygène dissous n'est qu'en partie due à la respiration des algues et des bactéries car le mélange des eaux de surface bien oxygénées avec les eaux de fond moins oxygénées participe également à la diminution observée au niveau de la sonde. Ainsi la diminution des concentrations d'oxygène au cours de la nuit surestime ce que pourrait être la consommation d'oxygène en l'absence totale de lumière. Les cas où le brassage nocturne est suffisamment rapide et bien différencié pour que la diminution lente due à la respiration puisse être évaluée sans ambiguïté après le brassage sont finalement peu nombreux, ce qui complique la quantification précise de la contribution de la diminution de l'ensoleillement aux déficits d'oxygène dissous.

2. IMPACTS DES PLUIES SUR L'AGGLOMERATION PARISIENNE SUR LES CONCENTRATIONS D'OXYGENE DISSOUS

2.1. IMPACTS A COURT TERME

En cas de déversement important, les données d'oxygène à Chatou montrent le passage de masses d'eaux partiellement désoxygénées. Dans la plupart des cas on peut aisément quantifier le début et la fin de leurs passages, ainsi que l'intensité du déficit. Le tableau 1 donne la liste de toutes les estimations de déficits apparents attribués au rejet de Clichy. En pratique, l'heure de passage des rejets à Chatou peut être prévue sans grande erreur à partir des données de débit et de sections mouillées collectées par le service de la navigation. Pour les très fortes pluies seulement, une accélération locale de l'écoulement due aux masses d'eau rejetées pourrait perturber significativement les horaires de passage des taches polluées. Les déficits ont été calculés en évaluant l'aire de la surface définie par la courbe d'oxygène et une droite reliant les deux points limitant la zone de déficit. Ces évaluations de l'impact des rejets urbains de temps de pluie sont bien entendu approximatives car la reconstitution de ce qu'aurait dû être la courbe en l'absence de rejet, mais en tenant compte des autres facteurs tels que la variation d'ensoleillement, est extrêmement difficile voire impossible ; d'où l'utilisation d'une ligne droite pour définir la frontière supérieure de la surface. Les erreurs sont plus importantes dans le cas d'impacts modérés au cours de périodes de fort ensoleillement. Nous avons considéré qu'une erreur de positionnement de la droite de plus ou moins 0,3 mg/l était plausible et calculé ainsi les erreurs d'estimation des surfaces.

Pour calculer les déficits d'oxygène, en tonnes, ces surfaces de déficit d'oxygène doivent être multipliées par un débit. En raison du méandre de l'île Saint-Denis, le rejet de Clichy est transversalement homogène dans le bras droit de l'île à l'entrée du tronçon rectiligne qui mène à l'île de Chatou [SIMON, 1992], alors que les eaux du bras gauche sont pratiquement vierges de toute eau issue du rejet. Seuls les rejets les plus importants

Tableau 1 : DBO et volumes déversés à Clichy et caractéristiques de la Seine le jour du passage des masses d'eau polluée à Clichy.

	DBO ₅ déversée à Clichy (T)	Volume déversé à Clichy (m ³)	Débit moyen journalier à Austerlitz (m ³ .s ⁻¹)	Température (°C)
25.7.91	3.2	39000	107	23
26.7.91	8.2	115000	107	23
31.7.91	9.4	137000	115	23.5
9.8.91	5.4	105000	130	23.5
26.9.91	29.9	315000	128	20
27.9.91	12.2*	135000	122	20
12.10.91	7.7	90000	147	16
19.10.91	8.1	70000	90	14

seront capables d'atteindre en partie le bras gauche de l'île Saint-Denis grâce à leur vitesse transversale initiale.

Au cours du transit de 7,5 km qui sépare les deux îles, les masses d'eau issues des deux bras se mélangent progressivement, ce que nous avons simulé par un modèle de dispersion latérale avec des coefficients variant de 0,05 à 0,07 m²/s [BUJON, 1983], [FISHER et al., 1981]. La surestimation du déficit dans le bras gauche de l'île de Chatou par rapport au déficit moyen dépend également de la répartition des débits entre les bras gauche et droit de l'île de Chatou, qui dépend elle-même du débit global de la Seine, puisque les deux barrages de Chatou et de Bougival n'ont pas la même sensibilité aux variations de hauteur d'eau. En l'occurrence, nos estimations montrent que, dans le cas le plus défavorable (i.e. pour un débit de l'ordre de 80 m³/s et un coefficient de dispersion de 0,05 m²/s), la surestimation du déficit due à la mauvaise homogénéisation transversale des eaux à l'amont de l'île de Chatou est de 30 % ; pour un débit de 120 m³/s, elle n'est plus que de 20 %. Etant donnée notre méconnaissance des coefficients de dispersion réels dans cette partie de la Seine, nous avons choisi de ne pas tenir compte de cet effet, en gardant en mémoire qu'une faible surestimation des déficits est probable.

Nous souhaitons comparer les quantités d'oxygène consommées dans la Seine aux quantités de DBO₅ rejetées à Clichy ; il nous faut donc corriger les déficits précédemment mesurés par le déficit initial dû à l'apport de l'eau du rejet, supposée désoxygénée, et par la réoxygénation au cours du transit entre Clichy et Chatou. Le déficit initial en oxygène a été approché par la concentration moyenne mesurée à Suresnes (de l'ordre de 5 mg/l) multipliée par le volume déversé. La réoxygénation a été estimée en prenant arbitrairement un coefficient de réoxygénation de 0,2 j⁻¹, et en supposant un accroissement linéaire des déficits depuis le point de rejet jusqu'au point de mesure. Ces deux dernières corrections sont de faible importance, et n'induisent donc pas d'erreurs majeures (tableau 2).

Tableau 2 : Calcul des quantités d'oxygène réellement consommées.

	Déficit observé	Déficit initial	Réoxygénation	Oxygène consommé
25.7.91	4.8 ± 0.9	0.2	0.7	5.3
26.7.91	3.6 ± 1.2	0.6	0.6	3.7
31.7.91	6.2 ± 1.2	0.7	1.1	6.6
9.8.91	6.9 ± 1.9	0.5	0.7	7.1
26.9.91	8.2 ± 1.6	1.6	1.2	7.9
27.9.91	2.1 ± 1.0	0.7	0.4	1.9
12.10.91	4.0 ± 1.4	0.5	0.6	4.2
19.10.91	4.0 ± 1.6	0.4	0.5	4.1

La relation entre déficits observés et quantité de DBO₅ rejetée doit dépendre étroitement de la température du milieu et du temps de trajet des masses d'eau jusqu'au point de mesure, car ces deux facteurs contrôlent l'étendue de la biodégradation au cours du transit. Pour estimer la biodégradation théorique pouvant avoir lieu dans la Seine au cours du transit, nous avons utilisé un modèle simple qui suppose un transfert de la totalité de la pollution dans la Seine et une dégradation du premier ordre. Nous avons choisi une valeur de constante de biodégradation de $0,6 \text{ j}^{-1}$ à 20°C (une approximation établie à partir de quelques essais de respiration de boues de rejet) et un coefficient d'évolution de cette constante en fonction de la température selon la loi d'Arrhenius de 1,05 (tableau 3).

Le résultat des comparaisons est synthétisé sur la figure 4, qui appelle plusieurs commentaires. D'une part, pour deux rejets, le déficit observé après un peu plus d'un jour de transit est supérieur à la DBO₅ mesurée, d'où des rapports observés sur théoriques de 2,5 et de 2,6 : ce résultat est tout à fait inattendu. Les erreurs d'estimation de la taille de surfaces définissant les déficits ne sont pas susceptibles de le modifier significativement. Il met en lumière une dégradation extrêmement rapide de ces rejets de faible volume dans le milieu récepteur, voire même la dégradation induite d'une quantité non négligeable de matières organiques autochtones par l'excès de bactéries apporté par l'eau du rejet. Comme ces deux rejets ont eu lieu le 24 juillet et le 8 août en des périodes de fortes concentrations de phytoplancton par rapport au mois d'octobre

Tableau 3 : Comparaison entre les déficits théoriques et les déficits observés.

	Temps de transit de Clichy à Chatou (jours)	Rapport entre déficit théorique et DBO ₅ rejetée	Rapport déficit observé sur déficit théorique
25.7.91	1.4	0.65	2.5
26.7.91	1.5	0.68	0.7
31.7.91	1.6	0.72	1.0
9.8.91	0.9	0.5	2.6
26.9.91	1.3	0.57	0.5
27.9.91	1.5	0.63	0.2
12.10.91	1.4	0.53	1.0
19.10.91	1.1	0.4	1.3

où ont eu lieu les deux autres rejets de volume similaire (inférieur à 100.000 m^3) et comme le matériel organique qui compose le phytoplancton frais est très facilement biodégradable [BARILLIER et al., 1992], on peut émettre l'hypothèse que c'est la biodégradation de la matière organique autochtone qui induit des déficits observés aussi significativement supérieurs aux quantités de DBO₅ rejetées. A l'opposé, les rejets de volume plus important ont conduit à des déficits plus modérés, plutôt inférieurs aux prévisions, notamment pour le gros rejet du 25 septembre. Il est plausible qu'une partie des matières rejetées ait pu décanter assez rapidement après le rejet pour que

Figure 4 : Positionnement des événements ayant occasionné des déficits notables d'oxygène dissous sur un diagramme volume déversé et débit de Seine. Les nombres cerclés sont les rapports des déficits observés sur les déficits estimés à partir d'un modèle de dégradation du premier ordre en tenant compte de la température de l'eau dans la Seine et du temps de transit entre le point de rejet et le point d'impact. La flèche relie les deux déversements successifs des 24 et 25 juillet. Le cercle pointillé fait référence au déversement pour lequel la DBO₅ rejetée a été extrapolée.

leur dégradation ne puisse pas s'opérer dans la colonne d'eau. CHEBBO a montré qu'en réseau unitaire [CHEBBO, 1992], les plus grosses pluies produisaient des matières beaucoup plus décantables que les plus petites pluies, avec des propriétés physiques proches de celles des réseaux pluviaux. Il est possible que l'on assiste également à ce type d'effet dans le réseau parisien, bien que le bassin versant du rejet de Clichy soit beaucoup plus grand que les bassins étudiés par CHEBBO. De plus, ces grosses pluies transportent proportionnellement plus de matériaux issus du ruissellement de surface ou érodés au fond des collecteurs, matériaux à la fois plus décantables et en principe moins facilement biodégradables que les matières organiques des eaux usées, car plus anciens.

2.2. EFFETS DE PLUS LONGUE DUREE

Après chaque pluie, notamment après les pluies de juillet et après le 25 août, la Seine à Chatou met 4 à 5 jours pour retrouver le niveau d'oxygène qu'elle avait avant la pluie. Ce phénomène avait déjà été mis en évidence lors de l'examen préliminaire des données de la station de Chatou de 1986 à 1989 [MOUCHEL, 1990].

Trois processus principaux peuvent expliquer cet effet :

- existence d'un dépôt et d'une resuspension de la DBO dans la Seine ou d'une consommation accrue par les fonds après les rejets de temps de pluie ;
- déficit d'oxygène les jours suivants dû aux rejets urbains de temps de pluie par des déversoirs situés plus à l'amont ;
- déficit dû au mauvais temps qui règne sur la région et provoque une diminution globale de la photosynthèse.

Il est très difficile de trancher entre ces différentes hypothèses, elles sont probablement toutes les trois partiellement vérifiées. L'hypothèse 1 ne peut pas être complètement exclue même en ce qui concerne les pluies pour lesquelles le déficit observé montre que tout le rejet participe au déficit dans la colonne d'eau. En effet, si la dégradation est assez rapide et les vitesses de chute assez faibles (cas des petites pluies), les particules en cours de décantation pourront participer au déficit observé plus loin dans la colonne d'eau. Dans le cas des plus fortes pluies, nos données suggèrent effectivement une sédimentation dans la rivière (hypothèse 2). Nos estimations de déficit sont basées sur l'hypothèse 3 puisque le mode de calcul que nous avons adopté n'inclut pas les déficits de moyen terme dans l'évaluation des surfaces de chacun des creux. Ne pas accepter cette hypothèse conduirait à des estimations de déficits encore plus importantes, ce qui nous paraît assez peu réaliste étant donné qu'ils sont déjà parfois supérieurs aux rejets. Il doit être noté que l'affaiblissement de la photosynthèse produit une diminution des concentrations sensiblement homogène sur tout le cours d'eau, à la différence des rejets amont qui devraient provoquer une succession d'oscillations lors de leur passage, plus ou moins amorties par la dispersion longitudinale.

CONCLUSION

La série de mesures entreprise à Chatou au cours de l'été 1991 a permis d'acquiescer une série de données de bonne qualité sur d'assez longues périodes. L'effet des rejets de temps de pluie est clairement mis en évidence en ce qui concerne l'oxygène, il doit être décrit selon deux échelles de temps. Un effet de choc existe pour l'oxygène, sa durée est de l'ordre de 8 à 10 heures à Chatou pour un rejet issu de Clichy. Après ce premier effet, les concentrations d'oxygène remontent lentement durant 4 à 5 jours pour reprendre sensiblement leurs valeurs initiales.

En raison d'un manque d'informations sur les apports au

milieu, les quelques éléments de réponses que nos travaux ont permis d'apporter ne sont que semi-quantitatifs. Les principales conclusions ou hypothèses de travail auxquelles nous avons abouti sont les suivantes :

— l'impact direct du rejet de Clichy peut être aisément identifié à Chatou. Un calcul de bilan montre que, pour les petites pluies d'été, la consommation d'oxygène est 2,5 fois plus forte que ce qu'elle aurait dû être en fonction des quantités de DBO rejetées et des temps de transit. Notre interprétation est que les bactéries rejetées parviennent à dégrader très rapidement le phytoplancton déjà affaibli par les conditions d'éclairement défavorables. Au contraire, pour les plus gros déversements, le déficit observé est inférieur à ce qu'il aurait dû être. Nous pensons que la bonne décantabilité des suspensions des réseaux unitaires par forte pluie peut expliquer ce phénomène ;

— les conditions de moindre ensoleillement qui sont simultanées aux rejets urbains de temps de pluie provoquent sur l'ensemble de la rivière une diminution globale des teneurs en oxygène dissous par affaiblissement de la photosynthèse. Le rétablissement des concentrations sera plus long que dans le cas des effets de choc car il ne suffit plus de laisser passer la masse d'eau polluée pour retrouver les concentrations antérieures ; c'est toute la Seine qui doit se réoxygéner, par réoxygénation directe ou grâce à un regain de la photosynthèse.

Bien évidemment, cet effet de moyen terme est difficile à distinguer de celui du passage successif des multiples rejets de l'agglomération. On peut néanmoins arguer que si le déficit global n'existait pas, les surcroûts de consommation d'oxygène observés lors de pluies du 26 et 31 juillet seraient encore plus importants, alors qu'ils sont déjà plus forts que les rejets.

Il doit être noté que les impacts (les déficits) sont sans rapport direct avec les masses déversées puisque par exemple, l'événement du 25 septembre au cours duquel près de 30 tonnes de DBO₅ ont été rejetées, ne produit qu'un déficit deux fois plus fort que celui de l'événement du 25 juillet au cours duquel 3 tonnes seulement de DBO₅ ont été déversées, et les valeurs minimales d'oxygène observées sont les mêmes (1 mg/l). C'est la mauvaise qualité globale de la Seine en particulier en période de trop forte productivité qui induit des impacts surdimensionnés par rapports aux rejets qui les provoquent. Ainsi, le programme de lutte contre les rejets urbains de temps de pluie doit être conçu en relation avec les prévisions d'amélioration globale de la qualité du milieu récepteur.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans la cadre du programme PIREN-Seine, co-financé par le C.N.R.S., le ministère de l'Environnement, le S.I.A.A.P. et la Ville de Paris, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la Compagnie Générale des Eaux, la Lyonnaise des Eaux, le Conseil Régional d'Ile-de-France et Electricité de France.

Nous remercions pour leur soutien technique, le Service de la Navigation de la Seine et le S.I.A.A.P.

Les données météorologiques ont été gracieusement fournies par la Météorologie Nationale.

BIBLIOGRAPHIE

- BARILLIER A., GARNIER J., SERVAIS P. et BILLEN G. — Apports et devenir de la matière organique dans la Seine : rôle des bactéries hétérotrophes. Rapport PIREN-Seine, réf. I/92/01, 1992.
- BUJON G. — Modélisation de la dispersion de substances solubles ou pseudo-solubles dans un cours d'eau : application à la Seine à l'amont de Paris. La Houille Blanche, n° 43-53, 1983.

CHEBBO G. — Solide des rejets pluviaux urbains : caractérisation et traitabilité. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts-et-Chaussées, 1992, 420 pages + annexes.

DEGARDIN P. — Quantification des rejets urbains de temps de pluie en région parisienne. Rapport Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1991, 19 pages.

FISHER H.B., LIST E.J., KOH R.C.Y., IMBERGER J. et BROOKS N.H. — Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, 1979, pp. 483.

IMBERGER J. — The diurnal mixed layer. Limnology and Oceanography, 1985, réf. 30 :737-770.

KIRK J.T.O. — Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, 1983, 401 pages.

MOUCHEL J.M. — Influence de la pluie sur l'agglomération parisienne sur les concentrations d'oxygène dissous et les mortalités piscicoles. Rapport PIREN-Seine, 1990, 21 pages.

MOUCHEL J.M. et TEN VELDHIJS M.C. — Impact des rejets de temps de pluie de l'agglomération parisienne sur la qualité des eaux de la Seine : oxygène, ammonium et phosphates. Rapport PIREN-Seine, réf. IV/91/03, 1991, 22 pages.

PAFFONI C. — Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy. Rapport du CRITER, mars 1992, 43 pages + annexes.

SIMON L. — Dispersion des rejets en Seine : 1ère phase d'exploitation des traçages du 7/7 et du 8/9/1992. Rapport d'étude, CERGRENE, 1992, 62 pages + annexes.

IMPACT DES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE : MOBILITE ET BIODISPONIBILITE DES METAUX TOXIQUES REJETES EN SEINE

J. FLORES-RODRIGUEZ *, L. LEBRETON *, A.-L. BUSSY *, A. ESTEBE *, S.FRABOULET *, Ch. BOURDIER*, D. THEVENOT *, M. SEIDL **, J.-M. MOUCHEL **, E. GARNIER-ZARLI ***.

*L.A.B.A.M./Université de PARIS XII

** C.E.R.G.R.E.N.E./E.N.P.C.

*** L.B.S.E. / Université de PARIS XII

(Exposé non-parvenu).

INCIDENCE DES ORAGES ESTIVAUX SUR LE PEUPLEMENT PISCICOLE DE LA SEINE A L'AVANT DE L'AGGLOMERATION PARISIENNE (BIEF ANDRESY-MERICOURT)

P. BOET, B. DUVOUX, J. ALLARDI et J. BELLARD

CEMAGREF — Division Qualité des Eaux
14, avenue de Saint-Mandé, 75012 Paris

RESUME

En période estivale à l'aval de Paris, les très faibles teneurs en oxygène dissous, aggravées par les faibles débits, sont limites pour la vie des poissons et des épisodes orageux sont susceptibles d'entraîner des mortalités massives.

L'analyse des résultats d'une campagne de pêches électriques, réalisée immédiatement après une crue aiguë (juin 1990) entre l'amont des rejets de La Frette et l'aval du barrage de Méricourt, apporte des indications sur la réaction des poissons soumis à cette pollution ainsi que sur les relations entre la structure du peuplement piscicole et l'état de dégradation du milieu. En particulier, des ajustements de densité et de richesse spécifique sont notables qui soulignent l'influence exercée par certains aménagements sur le fonctionnement biologique du fleuve.

INTRODUCTION

En milieu urbain, la pollution des eaux de surface par les eaux pluviales suscite depuis quelques années de nouvelles préoccupations, venues s'ajouter aux exigences modernes en matière de traitement des eaux usées.

Le problème n'est pourtant pas récent, puisque ces rejets polluant la Seine à Paris préoccupaient déjà Jean Le Bon ; son Edit du 30 janvier 1325 interdisait de profiter de la pluie pour nettoyer les rues de la ville : « Il est fait défense à toute personne de balayer les rues pendant la pluie et après qu'elle est passée jusqu'à ce que les eaux claires du ruisseau soient écoulées et leur est enjoint de faire ensuite nettoyer et transporter les ordures hors de la ville aux voiries accoutumées » [LACORDAIRE, 1985].

Actuellement, les pollutions liées aux précipitations intenses sur l'agglomération parisienne se manifestent notamment par l'importance des charges polluantes transférées à la Seine en aval de Paris par les déversoirs des réseaux unitaires, dans un contexte de forte imperméabilisation des sols. Ceci entraîne une importante consommation de l'oxygène dissous dont les concentrations chutent brutalement.

Les charges transférées au milieu récepteur comportent principalement cinq catégories de polluants : MES, matière organique particulaire ou dissoute, sels nutritifs, métaux lourds et micro-organismes (bactéries et virus) [ADLER, 1992]. Une grande partie de la pollution (organique et métallique) est fixée à la fraction particulaire ; cette part pouvant varier de 60 à plus de 95 % [DEGARDIN, 1991], [HERREMANS, 1992] (cf. tableau 1).

Parmi les 180 déversoirs d'orage dénombrés sur le réseau essentiellement unitaire de l'agglomération parisienne (Paris et départements limitrophes), les plus importants sont ceux de la Briche et de Clichy qui peuvent représenter jusqu'à 26,5 % des volumes rejetés par temps de pluie [DEGARDIN, 1991].