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-RODRIGEZ *, 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. BELLIARD

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].

Tableau 1 : Pollution fixée sur les MES en % de la pollution totale.

DBO5	DCO	NTK	Hydrocarbures	Plomb
83-92	90-95	65-80	82-99	97-99

L'historique des mortalités piscicoles en Seine [AQUASCOP, 1992] met en évidence une évolution du phénomène liée à la mise en service en 1978 du collecteur Clichy-Achères : avant cette date, les mortalités étaient principalement localisées dans Paris ; depuis, les rejets de temps sec ont notablement diminué dans la capitale et les problèmes de mortalité se sont déplacés à l'aval de l'agglomération. La totalité du cours de la Seine à l'aval de Paris est concernée, depuis Issy-les-Moulineaux jusqu'au barrage de Méricourt (environ 100 km).

Les mortalités piscicoles observées depuis 1978 se produisent en totalité entre les mois de mai et d'octobre (100 %), les 3/4 survenant de mai à juillet.

Pendant cette période, la qualité des eaux de la Seine est soumise à un fort développement du phytoplancton dont l'activité photosynthétique autotrophe peut entraîner une importante production d'oxygène dissous, mais dont la respiration, notamment nocturne ou lors de faible ensoleillement, peut aboutir au contraire à une forte demande en O₂.

Lors des orages survenus les 26 et 27 juin 1990 en région parisienne, après une longue période de sécheresse, le débit des rejets à Clichy a atteint environ 70 m³/s (débit instantané maximal enregistré de 129 m³/s le 26 et de 45,8 m³/s le 27 juin 1990), pour un volume déversé voisin de 590.000 m³, soit une charge totale de 250 t en MES et de 60 t en DBO₅ [DEGARDIN, 1991], [AUDIBERT, 1992].

Dès le 28 juin, deux flux de pollution étaient enregistrés en aval de Paris : le premier entre Chatou et Bougival provenant des déversoirs de la zone de Clichy, le deuxième entre Triel et Epône, issu des rejets de La Frette.

Le 29 juin, un troisième flux généré en amont de Paris atteignait le barrage de Suresnes ; des mortalités de poissons étaient observées entre Sèvres et Suresnes, où la teneur en oxygène dissous la plus faible depuis 15 années était simultanément mesurée. A l'aval, le premier flux était arrivé à Mantes ; de très importants bancs de poissons morts étaient observés entre Triel et Gargenville [rapport S.N.S., 29/06/90].

Rendant compte de ces dizaines de tonnes de poissons morts, les médias annonçaient une catastrophe écologique.

Les sondages piscicoles auxquels nous avons procédé dans les jours suivant, nous ont permis de mieux caractériser l'impact des rejets pluviaux sur le peuplement de poissons de la Seine en aval de Paris.

1. MATERIEL ET METHODE

1.1. SITES PROSPECTES

Onze stations réparties sur une distance de 61 km, entre l'amont immédiat des rejets de La Frette (Pk 706) et l'aval immédiat du barrage de Méricourt (Pk 767) ont été successivement prospectées (figure 1) ; la campagne s'est déroulée en une soixantaine d'heures, entre le lundi 2 juillet au matin et la nuit du mercredi 4 au jeudi 5 juillet.

Quatre types d'habitats sont représentés :

- chenal de navigation (stations 1, 2, 3, 6, 8 et 9) ;
- bras non navigué (stations 4 et 7) ;
- aval de barrage (stations 5 et 11) ;

— annexe hydraulique (station 10).

1.2. MESURES D'OXYGENE DISSOUS ET DE TEMPERATURE

Un profil vertical de la teneur en oxygène dissous et de la température a été réalisé sur chaque station de pêche, à l'aide d'un oxymètre YSI, quelques instants avant ou après le sondage piscicole.

1.3. SONDAGE PISCICOLE

Le peuplement piscicole de chaque station a été échantillonné à l'aide d'un matériel de pêche électrique embarqué sur un bateau (BOSTON WHALER), dans les zones de bordure proches des rives, où la technique présente la meilleure efficacité de capture.

Des précautions particulières ont été prises pour limiter les biais opératoires (maintien de la même équipe de pêche pour l'ensemble des stations) ; 1 à 3 « Unités d'Effort de Pêche » (Uep), chacune d'une durée de 15 minutes, ont été appliquées à chaque station selon la densité de poissons et le nombre d'espèces capturées (cf. tableau 2).

Après chaque pêche, les poissons capturés sont identifiés, dénombrés, mesurés et pesés individuellement dans leur grande majorité ; quand ils sont trop nombreux, les plus petits individus sont pesés par lot. Tous les poissons sont ensuite remis à l'eau.

Tableau 2 : Liste des stations prospectées sur la Seine et effort de pêche. (Pk : point kilométrique ; Uep : Unité d'effort de pêche).

N°	Station	Pk	UEP
1	Amont de La Frette	706	2
2	Aval rejets d'Achères	710	3
3	Amont du barrage d'Andrésy	717	2
4	Bras de Denouval	718	2
5	Aval du barrage de Denouval	720	1
6	Carrières-sous-Poissy	721	2
7	Bras de l'île Saint-Louis	722	1
8	Porcheville	748	3
9	Guernes	763	2
10	Ballastière de Méricourt	765	2
11	Aval du barrage de Méricourt	767	2

2. RESULTATS

2.1. OXYGENE DISSOUS

Les pourcentages moyens de saturation en oxygène de chaque station, calculés à partir des profils verticaux des teneurs et températures (tableau 3), ont été reportés longitudinalement sur le secteur La Frette — Méricourt (figure 2).

Figure 1 : Situation des Stations d'échantillonnage.

Tableau 3 : Température et teneur en oxygène dissous dans les stations du bief lors des sondages piscicoles (Seine, 2-4 juillet 1990).

N°	Station	Date	Heure	T °C	O ₂ % sat.				
					Max	Min	ni	Moy	Sd
1	Amont de La Frette	2-Jul	10:00	21,0	20,7	9,2	6	15,3	4,2
2	Aval des rejets d'Achères	2-Jul	15:15	21,0	18,4	2,3	6	9,0	7,3
3	Amont du barrage d'Andrézy	3-Jul	09:00	20,5	15,9	10,2	8	14,2	1,9
4	Bras de Denouval	2-Jul	17:20	21,0	62,2	27,6	6	44,1	15,3
5	Aval du barrage de Denouval	3-Jul	15:15	20,2	71,5	63,6	3	67,7	4,0
6	Carrières-sous-Poissy	3-Jul	15:30	21,0	43,7	29,9	4	38,3	6,0
7	Bras de l'île Saint-Louis	3-Jul	17:45	18,0	35,9	30,5	4	34,0	2,4
8	Porcheville	4-Jul	11:45	19,9	31,6	23,7	7	27,1	3,0
9	Guernes	4-Jul	17:45	18,5	27,3	21,9	7	25,1	2,2
10	Ballastière de Méricourt	4-Jul	23:00	17,0	46,9	30,9	4	38,4	7,2
11	Aval du barrage de Méricourt	4-Jul	14:55	19,0	89,9	42,1	4	71,3	21,7

Figure 2 : Evolution des teneurs en oxygène dissous dans le bief d'Andrésey-Méricourt lors des pêches électriques (2-4 juillet 1990).

Ces mesures révèlent les disparités importantes de saturation entre d'une part les deux stations situées à l'aval de barrages, dont la chute d'eau permet une forte réoxygénation et, d'autre part, l'ensemble des autres stations.

Elles illustrent, en outre, le gradient de la teneur en oxygène observé ordinairement sur le bief depuis l'aval du barrage d'Andrésey jusqu'à l'amont du barrage de Méricourt.

Les taux de saturation à l'aval des deux barrages restent toutefois modestes (67,7 et 71,3 %), en rapport avec la situation générale de faible oxygénation des eaux de la Seine aval, à cette époque de l'année.

2.2. SONDAGES PISCICOLES

Au total, 16 espèces ont été capturées, appartenant à 6 familles ; la plus importante est la famille des Cyprinidés représentée par 6 espèces (tableau 4).

Globalement, cette richesse spécifique est proche du maximum connu dans ce secteur de la Seine (18 espèces) [ALLARDI et al., 1991].

D'importantes différences entre les stations sont cependant constatées : 1 seule espèce à l'aval du rejet d'Achères ; 13 espèces en aval des barrages de Denouval et de Méricourt.

3. DISCUSSION

Les mois de mai et juin 1990 ont été caractérisés par la combinaison de températures élevées et d'une faible oxygénation des eaux, dans un contexte climatique de sécheresse exceptionnelle.

Au mois de juin 1990, le débit de la Seine aval était d'environ 50 % du débit interannuel. La température moyenne des eaux se situait entre 19 et 20 °C. Les teneurs en oxygène mesurées au cours du mois de juin sur les stations du bief étaient très faibles (cf. tableau 5).

Ces conditions particulières ont entraîné une modification du comportement des poissons (changement d'habitat) avec, en particulier, un comportement de recherche d'oxygène (poissons « pipant » en surface) observé à plusieurs reprises. Le 14 juin était observée la remontée de dizaines de carpes, par petits groupes, du bras de Denouval vers la confluence de l'Oise. Elles nageaient en surface, la nageoire dorsale pratiquement émergée.

Les orages estivaux responsables de la surverse du réseau d'assainissement unitaire et du rejet direct à la Seine d'eaux usées à forte charge organique, ont provoqué une rapide accretion de la consommation de l'oxygène dissous, concomitante de mortalité de poissons.

Ce fut le cas au début du mois de juin (orages des 2 et 3 juin) avec l'observation de mortalité de poissons le 4 juin à Meulan et Andrésey (bras de Denouval), puis le 5 juin à Porcheville.

Les plus fortes mortalités ont toutefois été observées à la suite des orages des 26 et 27 juin.

Au total, du 27 juin au 1er juillet, 100 km de cours d'eau ont été touchés, de Suresnes jusqu'à Méricourt (amont du barrage) ; deux secteurs semblent avoir été épargnés : le premier entre l'aval du barrage de Suresnes et Epinay, le second entre l'aval du barrage d'Andrésey et Triel [AQUASCOPE, 1992].

Le 2 juillet, le premier flux de pollution s'est propagé en aval du barrage de Méricourt ; la situation était en voie d'amélioration, mais la teneur en oxygène dissous restait inférieure à la normale en amont d'Achères, site encore sous l'influence de la traînée du flot d'orage déversé à l'amont de Paris.

Bien que l'incidence de la saturation des eaux en oxygène paraisse d'emblée importante, il est difficile de définir avec précision la part de responsabilité de chacun des éléments de l'environnement sur de telles mortalités.

La réponse comportementale des poissons à une moindre oxygénation des eaux est de trois ordres [KRAMER, 1987] : d'abord, un changement d'activité métabolique, lié en particulier à une accélération de la ventilation branchiale augmentant le volume d'eau circulant sur les branchies ; puis, une augmentation de la respiration aérienne, en particulier par respiration aquatique en surface ; enfin, déplacement vertical et horizontal au sein de l'habitat.

La sensibilité au déficit d'oxygène varie selon les espèces [CHARLON, 1969] et selon les saisons, en relation avec la température, elle-même influente sur le cycle d'activité métabolique [DAVIS, 1975]. La réponse physiologique à l'hypoxie peut être très rapide ; circulation et ventilation changent en 2 secondes chez la truite et la tanche, ce qui suggère la présence d'un système récepteur et d'une activité réflexe [DAVIS, 1975].

Cependant, selon [TSAI, 1973], le facteur décisif n'est pas l'oxygène dissous mais la toxicité des effluents.

Les rejets des déversoirs d'orages constituent en effet une source importante de matière organique pour le milieu récepteur, à laquelle s'ajoutent des polluants chimiques (NH₄⁺, métaux, biocides, ...) ou biologiques (bactéries du genre *Aero*-

PEUPLEMENT PISCICOLE

Tableau 4 : Résultats des pêches électriques en Seine. (Liste des espèces capturées et codes utilisés (a) ; abondances par espèce et par station (b).)

Famille	Espèce	Nom commun	Code
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG
Cyprinidae	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Chevaïne	CHE
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN
Ictaluridae	<i>Ictalurus melas</i>	Poisson-chat	PCH
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO
Gadidae	<i>Lota lota</i>	Lote de rivière	LOT
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	PER
	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Sandre	SAN
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE

N° Stations	BRB	BRO	CHE	GAR	PER	ABL	SAN	TAN	ANG	BRE	ROT	GOU	LOT	CCO	GRE	PCH	Tot. Ind.	Nsp
1 Amont La Frette	2		5	243	4	9	4		32	2	17	23		3		2	346	12
2 Aval Achières									4								4	1
3 Amont Andrésey				76	1												77	2
4 Bras Denouval	1		1	248		32	1	1	1		5			1		1	292	10
5 Aval Denouval	7	1	1	150	8	43	2	1	1	58	3	17	2				294	13
6 Carrière-ss-Poissy	1			475	3				1		2	25					507	6
7 Bras île Saint-Louis	3			362	1	10			7	3	7	2					395	8
8 Porcheville				83					5		4			6			98	4
9 Guernes				181	1	6			4		1						193	5
10 Ballastière Méricourt	15		8	202	44	10	1	1	8	10	8			2	2		311	12
11 Aval Méricourt	1		8	111	14	7	3		13	2	3	1	1	1	1		166	13
Total	30	1	23	2131	76	117	11	3	76	75	50	68	3	13	3	3	2683	16

Tableau 5 : Teneurs en oxygène dissous (mg/l) mesurées en mai et en juin 1990 dans le bief d'Andrésey-Méricourt (source S.N.S.).

	Date				
	9 mai	22 mai	4 Juin	19 juin	27 juin
Amont du barrage d'Andrésey	1,0	3,1	2,0	0,9	1,5
Amont du barrage de Méricourt	0,6	1,8	1,0	2,7	2,8

monas, par exemple). Les effets conjugués de ces substances agissent souvent de façon synergique avec la chute brutale de l'oxygène dissous provoquée par la dégradation bactérienne de la matière organique [SNIESZKO, 1974].

D'une part, la toxicité de certains polluants (ammoniaque, sels de Zn, Pb et Cu, phénols) à l'égard des poissons est susceptible d'augmenter avec la faible oxygénation [DAVIS, 1975], [GARRIC et al., 1990]; d'autre part, les faibles teneurs en oxygène dissous entraînent un stress du métabolisme, qui diminue les capacités de résistance des poissons vis-à-vis des toxiques. Tandis que l'augmentation simultanée de la ventilation branchiale accroît l'absorption de bio-agresseurs [DAVIS, 1975].

Tableau 6 : Seuils critiques de teneurs en oxygène dissous assurant la protection d'un peuplement de poissons (d'après [DAVIS, 1975]).

Peuplement piscicole	Niveau de protection	mg/L
Mixte à salmonidés	A	7,27
	B	5,26
	C	3,25
Mixte sans salmonidés	A	5,63
	B	3,98
	C	2,33

De telles synergies sont également évoquées par Borchardt & Statzner (1990) à propos de la survie d'invertébrés benthiques soumis à des rejets pluviaux.

La définition de seuils critiques d'oxygénation est donc délicate. Elle ne peut reposer uniquement sur des essais de laboratoire. Ces considérations conduisent [DAVIS, 1975] à proposer, au terme d'une analyse bibliographique détaillée, des seuils minimaux de teneur en oxygène, selon les peuplements considérés en fonction de plusieurs niveaux de protection (tableau 6).

[MÜLLER and SCHOLZ, 1991] aboutissent à des conclusions similaires : en dépit des hauts niveaux de concentration des toxiques, l'estuaire de l'Elbe offre encore des conditions acceptables pour de nombreuses espèces, tant que les conditions d'oxygénation demeurent suffisantes.

Dans le cas de l'Elbe, le gradient d'oxygène (de 6,6 mg/l dans l'estuaire à environ 1,4 mg/l plus en amont) influence fortement la distribution longitudinale des poissons. Ils désertent la zone la plus pauvre en oxygène et se rassemblent plus à l'aval. Le nombre des espèces augmente progressivement ; elles se répartissent selon leur degré de sensibilité. Des concentrations de poissons sont également notées à l'entrée d'un bras secondaire peu profond.

L'étude de l'aval de 149 stations de traitement d'eaux domestiques conduit à des résultats semblables [TSAI, 1973]. Les peuplements sont toujours plus faiblement diversifiés (diminution de l'indice de Shannon) à l'aval immédiat des rejets ; la diversité augmente ensuite progressivement. Le suivi d'un site ne permet pas de déceler de variations saisonnières ; en revanche, l'arrêt du fonctionnement de la station est suivi d'une recolonisation rapide du milieu par les poissons (2 semaines) [TSAI, 1973].

Les capacités de déplacement sont en effet un élément important de la réaction des poissons. Dans les secteurs pollués et physiquement perturbés, les poissons sont beaucoup moins sédentaires [KARR & DUDLEY, 1981] et pendant les périodes critiques, ils cherchent des refuges et tendent à se concentrer dans les zones les mieux oxygénées.

Cette mobilité a été démontrée dans un canal expérimental

[STOTT and CROSS, 1973]. Un gradient d'oxygène provoque le déplacement du gardon vers la partie aval mieux oxygénée ; il retourne ensuite à son habitat d'origine dès que les conditions favorables sont rétablies. Des gardons acclimatés à de faibles teneurs d'oxygène ne se déplacent qu'à partir d'un seuil plus bas ; une augmentation de teneur du dioxyde de carbone induit en revanche une réponse plus rapide des poissons.

Les observations réalisées dans le bief Andrésey — Méricourt relèvent probablement d'une combinaison de tels mécanismes.

A l'exception du secteur de l'amont de La Frette, le nombre d'espèces capturées par station est en effet étroitement corrélé à la teneur en oxygène dissous ($r^2 = 0.82$, $P < 0.01$, cf. figure 3) et, compte tenu de la technique d'échantillonnage, ces écarts entre les stations du bief semblent pouvoir être attribués essentiellement à des modifications importantes de la structure de l'ichtyocénose en relation avec la qualité chimique des eaux et la qualité physique du milieu.

Figure 3 : Relation entre la teneur moyenne en oxygène dissous et le nombre d'espèces capturées dans le bief Andrésey-Méricourt après un épisode orageux (juin-juillet 1990).

Dès lors, nos résultats peuvent être distingués selon trois types de situation :

— les secteurs où l'ichtyocénose est la plus réduite sont situés à l'aval immédiat des rejets de La Frette et d'Achères (respectivement 1 et 2 espèces capturées aux stations 2 et 3), avec des teneurs moyennes en O₂ dissous inférieures à 1,5 mg/l ;

— les secteurs encore fortement marqués par la pollution et à peuplement très pauvre, Porcheville et Guernes (4 et 5 espèces), très en aval du bief et ne bénéficiant plus de la réoxygénation partielle liée localement aux barrages de navigation comme Carrière-sous-Poissy ou le bras de l'île Saint-Louis (6 et 8 espèces) ;

— les zones de « refuges » à l'aval immédiat des barrages de navigation (aval des barrages de Denouval et de Méricourt) où le nombre d'espèces capturées est important, proche du maximum. A ce type de secteur, se rattache également la ballastière en communication avec le fleuve (12 espèces).

L'amont de La Frette échappe à ce schéma ; 12 espèces y sont recensées malgré une très faible teneur en oxygène dissous (< 2 mg/L). Toutefois, l'importante concentration de poissons rencontrée dans ce secteur résultait vraisemblablement de leur fuite devant le flux polluant généré en amont de Paris, puis de leur blocage par la « barrière chimique » constituée par les rejets de La Frette et d'Achères.

CONCLUSION

Il y a quelques années, la pauvreté du peuplement piscicole, liée au déficit en oxygène chronique et prolongé des eaux entre Paris et Méricourt, rendait moins visible au grand public le problème de pollution de la Seine aval par les eaux pluviales. Les mortalités de poissons, spectaculaires, sont aujourd'hui un indicateur particulièrement pénalisant des défaillances par temps de pluie d'un système d'assainissement hérité du siècle dernier et difficile à moderniser, puisqu'il masque les progrès réalisés.

A l'évidence, les efforts accomplis en matière d'assainissement doivent être poursuivis et concerner également la limitation des rejets toxiques. Ceci, d'autant plus que ces substances sont susceptibles d'agir entre elles de façon conjuguée et en synergie avec la faible oxygénation liée à la dégradation bactérienne de l'importante charge organique des surverses d'orage.

Il n'en demeure pas moins que c'est bien le niveau d'oxygénation des eaux de la Seine en aval de Paris qui est encore le facteur déterminant pour la survie des poissons, particulièrement en période estivale.

A cet égard, l'installation d'aérateurs ne peut être envisagée que comme un palliatif à court terme dans un environnement sociologique très sensible, et dont il conviendrait de préciser les capacités à assurer la survie des poissons, en cas d'épisode de crise.

Dans le bief d'Andrésy-Méricourt, la situation des zones « refuges » illustre le rôle original que peuvent exercer certains aménagements sur le fonctionnement biologique du fleuve, dans ce contexte particulier d'un système fortement aménagé et encore pollué.

La mobilité des poissons ne permet qu'à une partie du peuplement de gagner certains habitats mieux oxygénés ou situés à l'écart du flux polluant. Dans la perspective de la réhabilitation d'un fleuve déjà fortement anthropisé comme la Seine aval, il peut être intéressant de préserver ou de restaurer une bonne diversité des habitats aquatiques au sein du milieu fluvial.

D'une façon plus générale, ce phénomène des zones « refuge » souligne le rôle majeur des annexes hydrauliques (naturelles ou artificielles) qui favorisent le maintien de l'équilibre des populations de poissons : non seulement elles fournissent des zones de nourriture, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces, servent d'abri hivernal ou de refuge contre les crues, mais elles assurent aussi leur survie en cas de crise et facilitent ainsi la recolonisation ultérieure du milieu.

De plus en plus, en effet, les rivières ou les fleuves ne sont plus seulement considérés comme de simples chenaux d'écoulement longitudinal : ils sont également appréciés dans leurs dimensions latérales [DESCAMPS and NAIMAN, 1989], [WARD and STANFORD, 1989] ; et les différents types d'annexes hydrauliques (anses rivulaires, bras secondaires des zones de tressage, bras-morts ou îlots des secteurs à méandres,...) qui contribuent de façon décisive à leur connectivité, constituent une composante essentielle de la diversité biologique et de la dynamique fonctionnelle des hydrosystèmes fluviaux [AMOROS et al., 1988].

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme PIREN-Seine. Il a fait l'objet d'une convention particulière entre le S.I.A.A.P. et le CEMAGREF.

Nous remercions le Service de la Navigation de la Seine (Cellule de Bougival) de nous faire parvenir régulièrement les résultats de leurs campagnes de mesures.

BIBLIOGRAPHIE

ADLER E. — Aperçu des techniques de traitement des eaux pluviales. In : « La pollution par les eaux pluviales — Qualité —

Collecte — Traitement — Solutions d'avenir », Colloque AFITE, Lyon, 4-5 novembre 1992, pp. 75-84

ALLARDI J., BELLIARD J., BOET P. et BOUGHIDA L. — L'ichtyocénose du bassin de la Seine. Rapport PIREN-Seine, réf. I/91/07, 1991, 18 pages.

AMOROS C., BRAVARD J.-P., REYGROBELLET J.-L., PAUTOU G. et ROUX A.-L. — Les concepts d'hydrosystèmes et de secteur fonctionnel dans l'analyse des systèmes fluviaux à l'échelle des écosystèmes. Bull. Ecol., 1988, n° 19(4), pp. 531-546.

AQUASCOP — Etude de recherche de sites pour l'oxygénation de la Seine par temps de pluie. Rapport d'étude Syndicat Inter-départemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, novembre 1992, 52 pages.

AUDIBERT P. — Le traitement à l'usine de Clichy des eaux excédentaires par temps de pluie. Méthodes et outils d'aide au choix des solutions. In : « La pollution par les eaux pluviales — Qualité — Collecte — Traitement — Solutions d'avenir », Colloque AFITE, Lyon, 4-5 novembre 1992, pp. 97-106.

CHARLON N. — Relation entre métabolisme respiratoire chez les poissons, teneur en oxygène et température. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 1969, n° 105 (1-2), pp. 136-156.

DAVIS J. C. — Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species : a review. J. Fish. Res. Board Can., 1975, n° 32 (12), pp. 2295-2332.

DEGARDIN P. — Quantification des rejets urbains de temps de pluie en région parisienne : estimation des volumes et flux de pollution déversés au milieu naturel lors d'une pluie décennale. Doc. Interne à la Dir. Tech. Pluvial de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, mai 1991, 19 pages.

DESCAMPS H. & NAIMAN R.J. — L'écologie des fleuves. La Recherche, 1989, n° 20, pp. 310-319.

GARRIC J., MIGEON B. & VINDIMIAN E. — Lethal effects of draining on brown trout : a predictive model based on field and laboratory studies. Water Res., 1990, n° 24, pp. 59-65

HERREMANS L. — La caractérisation des eaux pluviales et des eaux de ruissellement. In : « La pollution par les eaux pluviales — Qualité — Collecte — Traitement — Solutions d'avenir », Colloque AFITE, Lyon, 4-5 novembre 1992, pp. 5-15

KARR J. R. and DUDLEY D.R. — Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management, 1981, n° 5, pp. 55-68.

KRAMER D.L. — Dissolved oxygen and fish behavior. Environ. Biol. Fish., 1987, n° 18(2), pp. 81-92.

LACORDAIRE S. — Les inconnus de la Seine : Paris et les métiers de l'eau du XIII^e au XIX^e siècle. Edition Hachette, Paris, 1985, 306 pages.

MÜLLER H. and SCHOLZ U. — Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe River. Journ. Appl. Ichthyol., 1991, n° 7, pp. 176-182.

SNIESZKO S.F. — The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. Journ. Fish Biol., 1974, n° 6, pp. 197-208.

STOTT B. and CROSS D.G. — The reactions of Roach [*Rutilus rutilus* (L.)] to changes in the concentration of dissolved oxygen and free carbon dioxide in a laboratory channel. Wat. Res., 1973, n° 7, pp. 793-805.

TSAI C.F. — Water quality and fish life below sewage outfalls. Trans. Am. Fish. Soc., 1973, n° 102(2), pp. 281-292.

WARD J.V. & STANFORD J.A. — Riverine ecosystems : the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. In : D. P. Dodge (Ed.), Proceeding of the International Large River Symposium (LARS), Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106, 1989, pp. 56-64.