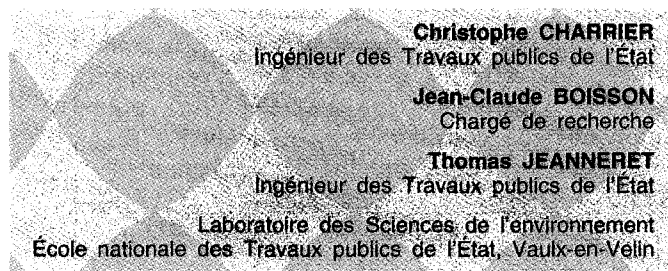


# Transfert d'un flux polluant dans une retenue à faible temps de rétention des eaux



**Christophe CHARRIER**  
Ingénieur des Travaux publics de l'État

**Jean-Claude BOISSON**  
Chargé de recherche

**Thomas JEANNERET**  
Ingénieur des Travaux publics de l'État

Laboratoire des Sciences de l'environnement  
École nationale des Travaux publics de l'État, Vaulx-en-Velin

## RÉSUMÉ

L'effet d'une retenue de moulin de petite capacité sur le transfert d'une charge polluante a été étudié. La retenue se situe sur la Reyssouze (France) à l'aval du rejet de la station d'épuration de Bourg-en-Bresse (100 000 EH). Six suivis de masses d'eau ont eu lieu du 15 avril au 5 juillet 1993, les mesures ont été réalisées au niveau de cinq points, quatre d'entre-eux étant situés de part et d'autre de la retenue dans des secteurs d'eaux courantes. Les paramètres analysés sont le phosphore, les matières en suspension, les nitrates, les sulfates, la température, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous. L'effet de la retenue reste modéré et surtout dépendant des conditions hydrologiques et saisonnières. En hiver, la décantation des matières en suspension est faible mais légèrement supérieure dans la retenue. Elle augmente considérablement lors des crues en piégeant les sédiments des zones courantes qui ont été remis en suspension. Vers la fin du printemps et durant l'été, la végétation aquatique devient envahissante dans les secteurs courants et représente en soi une forme d'épuration du milieu. Les herbiers favorisent la décantation en interceptant les matières en suspension. Toutefois, ils provoquent une désoxygénation des eaux durant la nuit difficilement réversible le jour. Il est donc difficile de considérer cette retenue de faible importance comme une unité fonctionnelle capable d'épurer la pollution trophique du cours d'eau. Tout au plus, elle diffère à la prochaine forte crue le transfert de la pollution vers l'aval. Toutefois, l'approche demande à être complétée par d'autres études qui prendraient en compte sur une période plus importante, d'une part les rythmes journaliers de la pollution et d'autre part le rôle de la composante biologique.

**MOTS CLÉS :** Eau - Pollution - Transfert - Écoulement (fluide) - Mesure - Phosphore - Sulfate - Température - pH - Conductivité - Oxygène - Saison - Bassin de stockage - Station d'épuration.

## Introduction

De nombreuses activités humaines contribuent à modifier considérablement le fonctionnement écologique des rivières et des fleuves. En milieu rural, la qualité des cours d'eau est souvent influencée par les activités agricoles (engrais, pesticides entraînés par le ruissellement) ; en milieu urbain, ce sont les rejets d'effluents domestiques ou industriels plus ou moins traités qui perturbent le fonctionnement des écoulements superficiels. De plus, la plupart des débits des cours d'eau est régulée par des aménagements pour satisfaire les besoins en irrigation ou en eau potable, ou encore, pour la production d'énergie hydro-électrique.

Dans ce contexte, une des préoccupations des gestionnaires des milieux aquatiques est de connaître dans quelle mesure un cours d'eau soumis à la fois à une régulation de son débit et à un rejet d'effluent voit son fonctionnement modifié (autoépuration, prise en charge). Cette préoccupation concerne en particulier les nombreuses rivières équipées d'aménagements de petite capacité et à faible temps de rétention des eaux (micro-centrales).

Notre étude s'inscrit dans ce cadre : elle a pour objectif d'évaluer l'effet d'une retenue de moulin sur le transfert d'une charge polluante (rejet de station d'épuration).

## Présentation du site

### Localisation et caractéristiques

L'étude a été menée sur la Reyssouze (département de l'Ain, France) à l'aval de Bourg-en-Bresse (fig. 1). A ce niveau, c'est une petite rivière (10 m de large), peu profonde (50 cm) et dont le débit varie entre 0,5 m<sup>3</sup>/s à l'étiage et plusieurs mètres cubes par seconde durant les hautes eaux. La rivière reçoit au sortir de la zone urbaine les effluents de la station d'épuration (100 000 équivalents-habitants). Cette forte pollution dégrade considérablement la qualité des eaux : elle est bonne (qualité 1B) en amont de Bourg-en-Bresse et devient médiocre en aval (qualité 3/4) (Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 1988).

### La retenue

La retenue étudiée est celle de Moulin Riondaz (fig. 1). Située à 2 km de la station d'épuration elle est la première en aval du rejet. Fournissant autrefois de l'énergie hydraulique au moulin, elle est équipée d'un seuil principal sur la rive droite, par lequel s'écoule la majeure partie des eaux (> 80 %), et d'une vanne encore fonctionnelle sous le moulin. La longueur de la retenue est de 500 m, sa largeur de 15 m et sa profondeur d'environ un mètre. La vitesse d'écoulement est faible (5 à 10 cm/s) et le temps de transfert des eaux varie d'une demi-heure en période de hautes eaux à deux heures en période d'étiage.

Le fond de la retenue est constitué essentiellement de graviers et de cailloux colmatés par des vases. Enfin, contrairement aux secteurs lotiques qui supportent dès le printemps un très important développement de macrophytes, la retenue est peuplée uniquement de colonies éparses d'algues filamenteuses. Ceci peut être expliqué par la turbidité des eaux et la profondeur plus importante de la retenue qui, en empêchant l'éclaircissement du fond, limitent l'implantation des macrophytes.

### Les stations d'étude

Cinq stations ont été retenues (fig. 1) :

- La station 1 sert de station de référence vis-à-vis de la perturbation induite par le rejet ;
- les stations 3, 4 et 5 permettent d'étudier le comportement de la retenue, la station 4 permettant de dissocier le rôle de la partie lentique (3-4) de celui du seuil (4-5) ;
- la station 2 permet de comparer deux tronçons de longueurs équivalentes, le tronçon 2-3 lotique et le tronçon 3-4 lentique.

## Echantillonnage et analyses

### Les campagnes de mesures

Six suivis de masses d'eau ont eu lieu du 15 avril au 5 juillet 1993. Chaque campagne se déroule sur deux jours. Une première journée est consacrée à l'obtention des temps de transit entre stations à l'aide d'un traceur coloré (rhodamine WT). Elle permet, la deuxième journée, d'échantillonner une même masse d'eau au passage des stations 2, 3, 4 et 5 suivant les temps de transit déterminés la veille. Chaque prélèvement est encadré par un prélèvement 5 min avant et un 5 min après, ce qui fournit une sécurité statistique par rapport au milieu hétérogène et variable qu'est le cours d'eau. Les six suivis de masses d'eau ont eu lieu en milieu de journée (de 10 à 14 heures).

### Les paramètres

Les paramètres analysés sont le phosphore total, le phosphore particulaire, les ortho-phosphates, les matières en suspension totales, les nitrates, les sulfates, la température, le pH, la conductivité, la concentration en oxygène dissous et le pourcentage de saturation en oxygène.

Ont été relevés également pour chaque campagne de mesures le débit de la Reyssouze et celui du rejet, les conditions hydrologiques et climatiques et, enfin, le pourcentage de recouvrement des macrophytes dans les secteurs lotiques de la rivière.

### Méthodes d'analyse

La température, l'oxygène, le pH et la conductivité sont mesurés par méthode électrochimique (appareils WTW LF 95, WTW OXY 96 et WTW pH 96).

Les concentrations en ortho-phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) sont mesurées par analyse chromatographique à phase liquide (Dionex QIC Ionchrom Analyser).

La concentration en phosphore total (P<sub>tot</sub>) est mesurée par méthode spectrométrique suivant la norme Afnor **NF T 90-023**. Celle-ci procède par minéralisation à l'acide sulfurique et au dichromate de potassium ; cette méthode d'extraction ne permet néanmoins pas de prendre en compte tout le phosphore organique (De Groot, 1992). La concentration en phosphore particulaire (P<sub>part</sub>) est obtenue par différence entre la concentration en phosphore total de l'eau brute et la concentration en phosphore total de l'eau filtrée sur filtre Whatman à 0,45 µm.

La concentration en matières en suspension (MES) est mesurée sur filtre GF/C Whatman suivant la norme Afnor **NF T 90-105**.

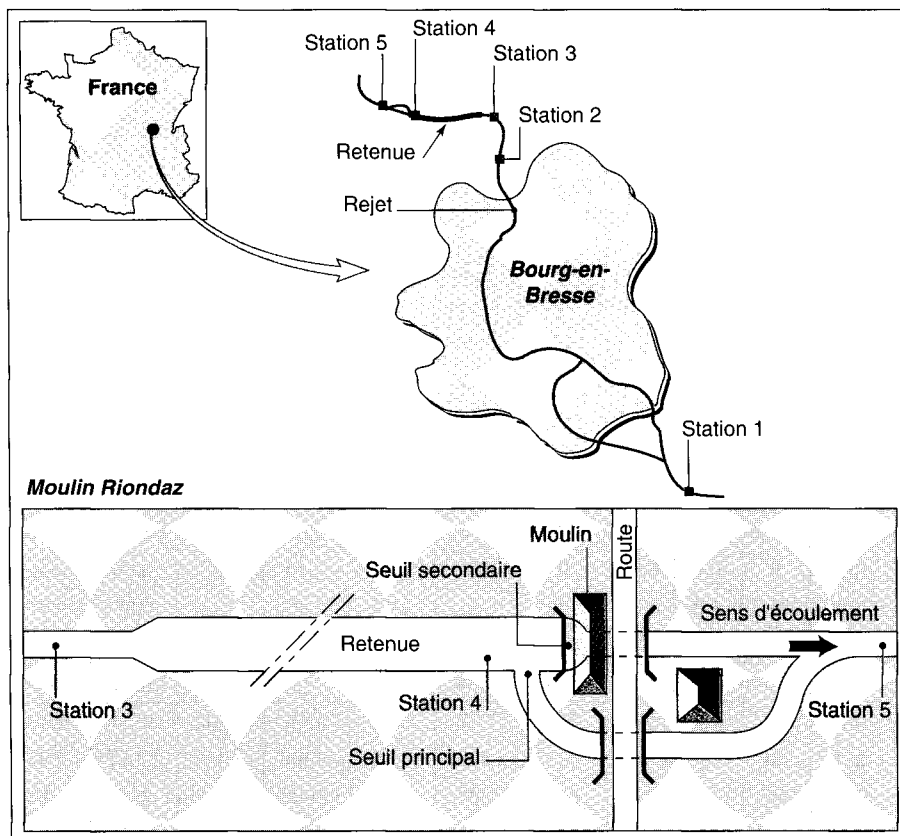


Fig. 1 - Localisation du site et des stations d'études.

## Résultats - Discussion

### Présentation globale des données

L'examen des variances liées à chaque paramètre indique une bonne reproductibilité des données sur les trois prélèvements effectués lors du passage de la masse d'eau ; seules les valeurs moyennées seront donc dorénavant prises en compte (tableau I).

Les suivis de masses d'eau ont eu lieu en période de basses eaux et de stabilité hydrologique ( $Q \leq 1\ 000\ \text{l/s}$ ) à l'exception de la troisième campagne réalisée lors d'une crue (tableau II). Notons que les crues sont fortement corrélées avec les précipitations. La végétation aquatique a progressivement envahi les secteurs lotiques pendant la période d'étude (tableau II).

**Données centrées et normées.** Un aperçu synthétique des suivis est obtenu en centrant et normant les données pour chaque paramètre, toutes campagnes et stations confondues (logiciel ADE). Ce qui ressort d'emblée

(fig. 2A) est la forte part de variabilité accaparée par :

- la station 1 (avant rejet) : meilleure oxygénation des eaux ( $\geq 8,5\ \text{mg/l}$ ), plus faible conductivité ( $\leq 450\ \mu\text{S/cm}$ ), faibles teneurs en orthophosphates ( $\leq 0,01\ \text{mg/l}$ ) et en sulfates ( $\leq 7\ \text{mg/l}$ ), mais plus fortes concentrations en nitrates ( $\geq 11\ \text{mg/l}$ ) ;
- la campagne c (période de crue) à l'aval du rejet (stations 2 à 5) : conductivité plus faible ( $< 500\ \mu\text{S/cm}$ ) mais teneurs plus fortes en matières en suspension ( $> 200\ \text{mg/l}$ ), en phosphore total et en phosphore particulaire ( $\geq 5\ \text{mg/l}$ ).

Pour juger de la variabilité liée aux autres stations et campagnes, la même représentation a été effectuée, mais calculée sans la station 1 et sans la campagne c (fig. 2B) : globalement, on observe une diminution de la charge polluante dissoute et particulaire (conductivité, MES,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{P}_{\text{tot}}$ ,  $\text{P}_{\text{part}}$ ), qui est cependant plus ou moins importante suivant les campagnes de mesures.

**TABLEAU I**  
**Résultats des analyses physico-chimiques (T : température de l'eau, O<sub>2</sub> : oxygène dissous, cond. : conductivité, P<sub>tot</sub> : phosphore total, P<sub>part</sub> : phosphore particulaire)**

	Station	Heure	T (°C)	O <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> (mg/l)	pH	Condu- ctivité (µS/cm)	MES (mg/l)	PO <sub>4</sub> (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mgP/l)	P <sub>part</sub> (mgP/l)	SO <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)
<b>Campagne a</b> 15/04/93	1		12,2	87	9,05	7,96	433	8,3	< 0,01	0,11	< 0,01	6,60	11,40
	2	11:06	13,5	101	10,2	8,17	585	10,02	2,37	1,94	1,11	11,51	6,51
	3	11:39	14	109	10,8	8,2	590	11,43	2,50	1,72	0,60	10,81	6,63
	4	12:53	14,9	109	10,7	8,18	588	9,23	2,47	1,55	0,18	11,42	6,51
	5	13:09	15,1	107	10,5	8,19	587	9,36	2,49	1,43	0,31	10,65	6,58
<b>Campagne b</b> 12/05/93	1	9:42	15,8	100	9,5	7,98	434	17,79	< 0,01	0,18	0,05	6,62	13,20
	2	10:35	16,4	51	4,8	7,69	552	9,26	1,55	1,13	0,15	11,88	7,72
	3	11:17	16,8	38	3,5	7,67	554	11,08	1,84	1,01	0,14	11,84	7,07
	4	12:50	17,5	34	3,1	7,68	551	5,8	1,90	0,89	0,00	12,08	6,44
	5	13:09	17,5	60	5,6	7,77	552	5,93	1,85	0,92	0,16	12,06	6,31
<b>Campagne c</b> 02/06/93	1	10:20	15,8	86	8,5	6,84	480	23,94	< 0,01	0,17	0,17	5,83	13,20
	2	11:15	16,3	29	2,8	6,77	472	477	2,59	8,57	8,56	8,71	5,29
	3	11:33	16,3	6	0,5	6,87	501	493	2,62	8,73	8,73	8,59	4,42
	4	12:03	16,3	4	0,3	6,88	533	206	2,09	5,16	5,14	9,07	4,77
	5	12:15	16,4	17	1,5	6,92	535	263	2,22	5,98	5,98	8,95	4,58
<b>Campagne d</b> 09/06/93	1	10:05	19,8	96	8,4	7,03	449	0,54	< 0,01	0,00	< 0,01	5,83	13,20
	2	10:50	21	52	4,4	7,7	598	7,17	5,26	2,15	0,18	10,51	7,17
	3	12:00	22,1	28	2,4	7,76	591	4,2	4,90	1,88	0,07	10,44	3,84
	4	14:17	23,8	45	3,7	7,75	582	0,86	4,30	1,49	0,02	10,72	2,76
	5	14:41	23,8	60	5	7,98	577	2,24	4,38	1,87	0,05	10,55	2,61
<b>Campagne e</b> 29/06/93	1	10:20	18,2	97	8,8	6,5	517	31,1	< 0,01	0,42	0,29	5,31	14,53
	2	10:45	19	15	1,3	6,89	610	32,33	8,86	4,67	1,06	8,91	0,90
	3	11:47	19,4	8	0,7	7	598	14,7	5,50	3,07	0,24	8,74	0,25
	4	13:40	20,6	15	1,3	6,98	587	7,7	4,00	2,33	0,24	8,42	0,18
	5	13:57	20,4	20	1,7	7,13	578	7,1	2,41	1,56	0,06	8,28	0,29
<b>Campagne f</b> 05/07/93	1	10:20	20,6	97	8,5	7,55	445	24,85	0,44	0,40	0,08	5,12	13,96
	2	10:48	21,6	64	5,5	7,8	578	7,65	2,54	1,58	0,14	9,85	4,50
	3	11:56	22,5	43	3,6	7,94	583	3,55	2,49	1,51	0,04	10,08	3,63
	4	14:07	24,2	59	4,8	7,93	561	4,75	2,37	1,34	0,06	9,84	3,10
	5	14:28	24	47	3,8	7,98	547	4,08	2,00	1,33	0,12	9,43	2,37

**TABLEAU II**  
**Caractéristiques hydrologiques et développement de la végétation aquatique au niveau du secteur d'étude**

Campagne	Date	Hydrologie	Végétation aquatique (% de recouvrement)	Débit (l/s)	Part du rejet (%)
a	15/04/93	stable	0	1 000	25
b	12/05/93	stable	40	940	41
c	02/06/93	crue	60	3 590	18
d	09/06/93	stable	60	900	47
e	29/06/93	stable	70	840	52
f	05/07/93	stable	80	930	45

TABLEAU III  
Abattement relatif de la charge polluante à l'aval du rejet (différence entre la charge sortante et la charge entrante au niveau de chaque section)

	Sections	Campagne a	Campagne b	Campagne c	Campagne d	Campagne e	Campagne f
$\Delta$ cond. ( $\mu$ S/cm)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	-9	-3	-97	6	12	-4
	3 $\rightarrow$ 4	2	2	-64	4	6	10
	4 $\rightarrow$ 5	9	-8	-25	31	79	100
$\Delta$ MES (mg/l)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	-2,56	-2,60	-53,33	2,55	17,06	3,62
	3 $\rightarrow$ 4	1,83	3,41	574,00	1,46	3,72	-0,55
	4 $\rightarrow$ 5	-1,22	-1,03	-712,50	-8,63	5,29	4,79
$\Delta$ PO <sub>4</sub> (mg/l)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	-0,24	-0,41	-0,10	0,31	3,25	0,04
	3 $\rightarrow$ 4	0,02	-0,04	1,06	0,26	0,80	0,05
	4 $\rightarrow$ 5	-0,19	0,39	-1,63	-0,50	14,03	2,64
$\Delta$ P <sub>tot</sub> (mg/l)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	0,40	0,17	-0,53	0,23	1,55	0,06
	3 $\rightarrow$ 4	0,14	0,08	7,14	0,17	0,39	0,08
	4 $\rightarrow$ 5	1,13	-0,24	-10,25	-2,38	6,79	0,07
$\Delta$ P <sub>part</sub> (mg/l)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	0,93	0,01	-0,57	0,09	0,79	0,09
	3 $\rightarrow$ 4	0,35	0,09	7,18	0,02	0,00	-0,01
	4 $\rightarrow$ 5	-1,22	-1,26	-10,50	-0,19	1,59	-0,43
$\Delta$ NO <sub>3</sub> (mg/l)/km/h	2 $\rightarrow$ 3	-0,22	0,93	2,90	2,85	0,63	0,77
	3 $\rightarrow$ 4	0,10	0,41	-0,70	0,47	0,04	0,24
	4 $\rightarrow$ 5	-0,66	1,03	2,37	0,94	-0,97	5,21

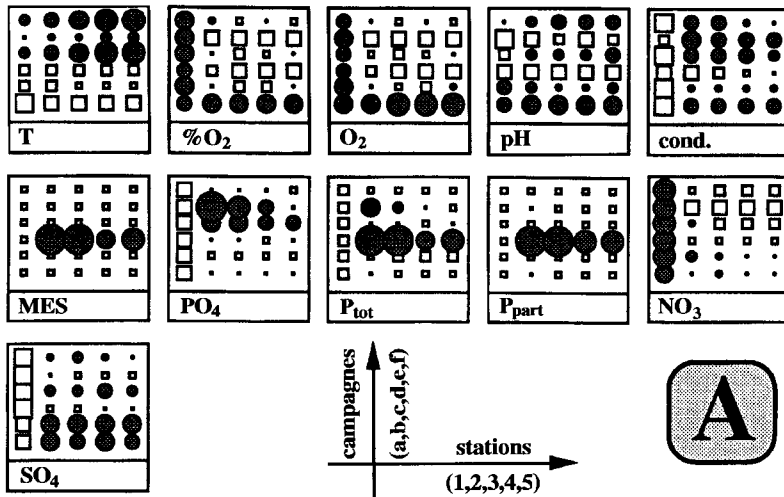
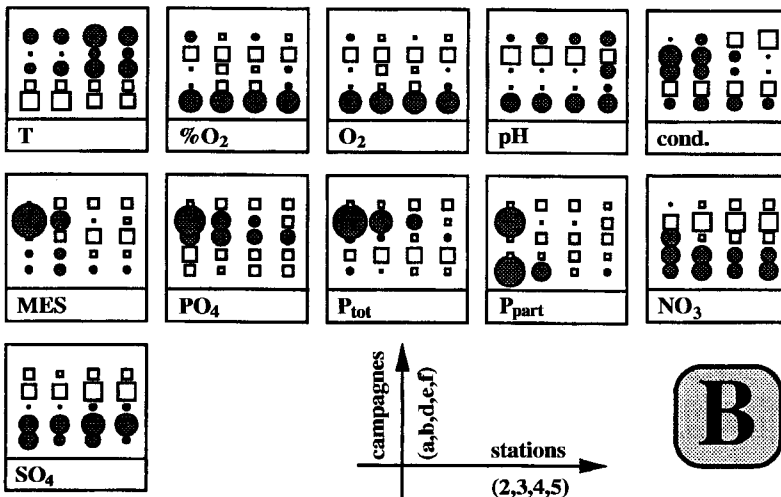


Fig. 2 - Aperçu synthétique des valeurs centrées et normées pour chaque paramètre (logiciel ADE)

Plus le carré est grand, plus la valeur est faible.  
Plus le cercle foncé est large, plus la valeur est forte.

A - Jeu de données complet.



B - Jeu de données amputé de la campagne c et de la station 1.

### Analyse détaillée des données

Cette analyse repose sur l'observation des données précédentes et des valeurs d'abattement de pollution entre les différents tronçons situés à l'aval du rejet (tableau III et fig. 3).

Les eaux de la Reyssouze sont bien oxygénées uniquement à la station 1 ( $\geq 8,5$  mg/l) et sur l'ensemble du secteur d'étude lors de la campagne a ( $\geq 9$  mg/l). Celle-ci a été réalisée durant une période où les eaux étaient exemptes de toute végétation et encore froides ( $14$  °C) et où la part du rejet était modérée (25 %). Par contre, lors des campagnes suivantes la Reyssouze accuse une nette baisse en oxygène après le rejet (de 0 à 5 mg/l) et la courbe du déficit présente vers l'aval une allure caractéristique (courbe en sac), le point critique étant atteint en amont immédiat de la retenue (station 3) et/ou dans la retenue (station 4). Une légère réoxygénation s'observe à l'aval de la retenue (station 5), elle est due à la présence du seuil qui favorise les échanges eau-atmosphère par brassage de l'eau.

L'important développement des macrophytes en secteur lotique ne permet pas d'atteindre une sursaturation en oxygène. En effet, il est probable que la respiration des végétaux soit intense pendant la nuit, entraînant une anoxie du milieu, et que la réoxygénation pendant le jour soit lente voire même ralentie par le réchauffement printanier des eaux et une forte prolifération des bactéries dégradant la matière organique et consommatrices d'oxygène.

De même, avec une importante activité photosynthétique on devrait avoir un pH élevé. Il reste en fait inférieur à 8, voire à 7, du fait vraisemblablement de l'émission de produits acides par la décomposition des matières organiques (acides organiques). La retenue n'exerce aucune influence sur sa valeur.

Les teneurs en matières en suspension sont assez faibles, malgré la charge du rejet, du fait des processus de dilution dans le cours d'eau et de sédimentation à l'aval immédiat du rejet. L'hydrologie et la végétation jouent un rôle important dans leur transfert : en l'absence de végétation, les particules sédimentent essentiellement dans la retenue. Ce phénomène est bien plus marqué lors de la crue qui provoque, à l'aval immédiat du rejet, un lessivage important du fond et la remise en suspension des particules accumulées pendant les périodes de basses eaux. En revanche, le phénomène a tendance à s'inverser avec le développement de la végétation : les secteurs situés de part et d'autre de la retenue sont riches en herbiers (60 à 80 % de recouvrement) qui favorisent la décantation, en interceptant les matières en suspension, et favorisent la dégradation de la matière organique, en servant de supports aux peuplements de bactéries épiphytes.

La conductivité augmente nettement après le rejet ( $\geq 500$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et son évolution vers l'aval dépend aussi essentiellement de l'hydrologie et de la végétation : la crue provoque le lessivage des sédiments fins et de leur eau interstitielle, entraînant ainsi une augmentation progressive de la quantité de sels dissous vers l'aval. Alors que celle-ci évolue peu durant les deux premières campagnes de mesure, un abattement important s'observe par la suite. Il résulte de la consommation des sels dissous par la végétation aquatique, qui devient de plus en plus envahissante. La retenue (section 3  $\rightarrow$  4) ne semble pas jouer un rôle prépondérant, ceci pouvant s'expliquer par la rareté des végétaux.

Le comportement des différentes formes du phosphore semble comparable à celui des deux paramètres précédents. En l'absence de végétaux, les teneurs en ortho-phosphates diminuent peu vers l'aval. Nous pouvons penser que leur adsorption sur des particules minérales, mécanisme important de la physico-chimie du phosphore (Barlow & Glase, 1982 ; Froelich, 1988), est négligeable, sans doute du fait de la faible oxygénation des eaux (Lijklema, 1980 ; Löfgren, 1987 ; Golterman, 1988). Il est également probable que seule la couche superficielle du sédiment soit oxydée et fasse barrage au relargage des ortho-phosphates contenus dans les eaux interstitielles de la couche sous-jacente de sédiments réduits (Shaw & Prepas, 1990 ; Jensen & Andersen, 1992). De plus, dans des eaux comme celles de la Reyssouze il doit y avoir adsorption sur des particules telles que la calcite ou l'hydroxyapatite (Andersen, 1975 ; House et al., 1986 ; Boström et al., 1988 ; Staudinger et al., 1990 ; Lopez & Morgui, 1992). Néanmoins, c'est toujours dans ce cas l'adsorption sur le fer qui contrôle les échanges adsorption-désorption (Löfgren, 1987 ; Golterman, 1988 ; Pettersson & Istvanovics, 1988), et donc sous contrôle de l'oxygénation des eaux. Par ailleurs les teneurs moyennes des eaux en sulfates (autour de 10 mg/l), font que la théorie classique relative au fer demeure valide quant aux interactions possibles avec le cycle du soufre (Caraco et al., 1989 et 1993).

Les teneurs en nitrates sont modérées à faibles et fortement influencées par le facteur saisonnier. En effet, à partir du mois de juin est observée une forte diminution des teneurs. Ceci peut être le fait de la consommation par les végétaux (abattement plus important dans les secteurs encadrant la retenue), mais peut également résulter de l'activité des bactéries dénitrifiantes. En effet, quand l'oxygénation des eaux est très faible (inférieure à 2 mg/l) comme c'est le cas pour la campagne e, il est observé un très fort déficit en nitrates (0,2 mg/l au lieu de 15 mg/l avant le rejet), qui résulte vraisemblablement de l'activité des bactéries dénitrifiantes pour compenser l'anoxie.

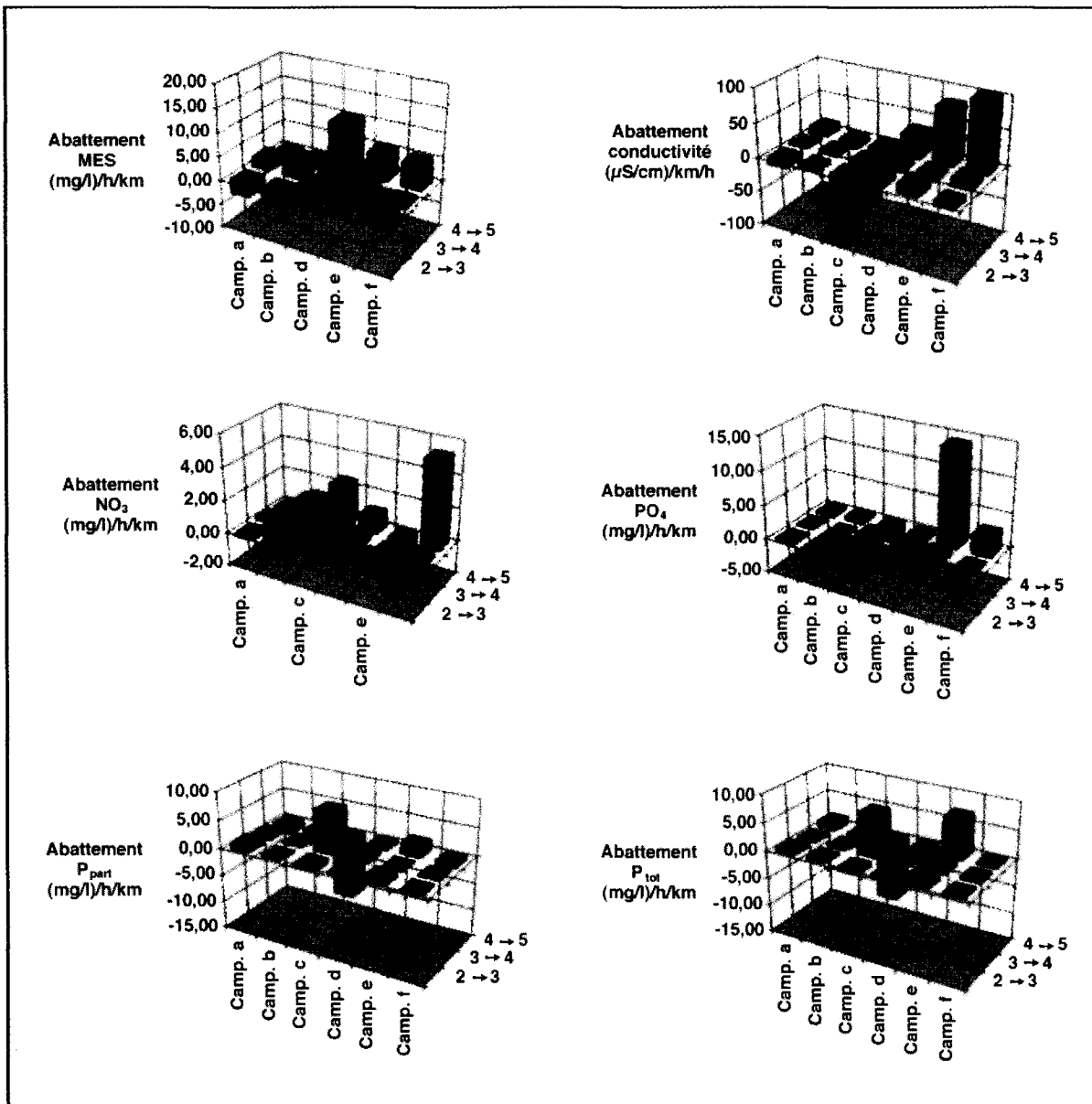


Fig. 3 - Abattement relatif de la charge polluante à l'aval du rejet (différence entre la charge sortante et la charge entrante au niveau de chaque section).

## Conclusion

Notre étude avait pour objectif d'évaluer l'effet d'une retenue de moulin à faible temps de rétention des eaux sur le transfert d'une charge polluante (rejet de station d'épuration). Nous constatons que l'effet observé reste modéré et surtout dépendant des conditions hydrologiques et saisonnières :

- en hiver, l'activité biologique étant réduite du fait des faibles températures, les principaux processus intervenant à l'aval du rejet sont la décantation et la remise en suspension des sédiments lors des crues. Durant les périodes de basses eaux, le courant est assez calme pour permettre aux particules de sédimenter, la retenue offrant une décantation légèrement supérieure aux sec-

teurs lotiques. Toutefois, compte tenu des différentes vitesses de sédimentation des particules, nous pouvons supposer une complémentarité entre ces deux tronçons, la partie lenticule de la retenue piégerait les particules trop fines pour sédimenter en eaux vives, comme il est observé à l'embouchure des lacs (Kufel, 1991). Les quantités stockées par décantation à la surface du sédiment sont vraisemblablement importantes, étant donné les fortes remises en suspension de matières lors des premières crues. Ce phénomène s'observe couramment lors des premières crues d'hiver ou d'automne succédant à l'étiage estival (Verhoff et al., 1982 ; Dorioz et al., 1989 ; Mayer et al., 1991). Néanmoins, c'est le secteur lotique situé en amont de la retenue et en aval du rejet qui est d'abord lessivé, puis les

eaux ont tendance plus à décanter qu'à se charger en particules au passage de la retenue. Par contre, nous pouvons supposer que, dès que la zone amont aura été suffisamment lessivée, les eaux entrant dans la retenue seront moins chargées et les vases stockées au fond de la retenue seront remises en suspension (étant donné que les vases ne semblent pas s'accumuler au fond de la retenue, il est probable que l'on ait globalement une non rétention) ;

- vers la fin du printemps et durant l'été, la végétation aquatique se développe et représente en soi une forme d'épuration du milieu, même si elle est le plus souvent considérée comme un symptôme de la pollution : elle est consommatrice d'ortho-phosphates qui seront néanmoins remis en circulation en automne, lors de la décomposition de la matière végétale. Ces herbiers favorisent la décantation en interceptant

les matières en suspension et favorisent la dégradation de la matière organique en servant de supports aux peuplements de bactéries épiphytes. Toutefois, ils provoquent une désoxygénation des eaux durant la nuit difficilement réversible le jour.

Cette dynamique étant décrite, il est hasardeux de considérer cette retenue de faible importance comme une unité fonctionnelle capable d'épurer la pollution trophique du cours d'eau (Gay & Serra-Tosio, 1982). Tout au plus, elle diffère à la prochaine forte crue le transfert de la pollution vers l'aval. Cette dynamique demande toutefois à être confirmée par des études complémentaires qui prendraient en compte, sur une période plus importante, d'une part les rythmes journaliers de la pollution et d'autre part le rôle de la composante biologique. Des études sont en cours sur ce point.

#### RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADE Version 3.4 : HyperCard© Stacks and QuickBasic MicroSoft© Programme library for the Analysis of Environmental Data. Chessel D. & Dolédec S.

AFNOR (1990), *Recueil de normes françaises, Eaux - méthodes d'essais*, ISBN 2-12-179041-1 (4<sup>e</sup> édition).

ANDERSEN J.M. (1975), Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments, *Arch. Hydrobiol.*, **76/4**, pp. 411-419.

BARLOW J.P., GLASE M.S. (1982), Partitioning of phosphorus between particles and water in a river outflow, *Hydrobiologia*, **91**, pp 253-260.

BOSTRÖM B., AHLGREN I., BELL R. (1985), Internal nutrient loading in a eutrophic lake, reflected in seasonal variations of some sediment parameters, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **22**, pp. 3335-3339.

BOSTRÖM B., ANDERSEN J.M., FLEISCHER S., JANSSON M. (1988), Exchange of phosphorus across the sediment-water interface, *Hydrobiologia*, **170**, pp. 229-244.

CARACO N.F., COLE J.J., LIKENS G.E. (1989), Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems, *Nature*, **341**, pp. 316-318.

CARACO N.F., COLE J.J., LIKENS G.E. (1993), Sulfate control of phosphorus availability in lakes, *Hydrobiologia*, **253**, pp. 1-3.

DE GROOT C.J. (1992), *Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zones humides : la Camargue (delta du Rhône)*, Thèse : université Claude-Bernard Lyon I, 68 pages.

DORIOZ J.-M., PILLEBOUE E., FERHI A. (1989), Dynamique du phosphore dans les bassins versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments, *Wat. Res.*, **23/2**, pp. 147-158.

FROELICH P.N. (1988), Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries : a primer on the phosphate buffer mechanism, *Limnol. Oceanogr.*, **33/4**, pp. 649-668.

GAY C., SERRA-TOSIO B. (1982), L'influence des barrages sur l'écologie d'une rivière polluée : la basse Isère en aval de Grenoble, *Trav. Lab. Hydrobiol.*, pp. 43-58.

GOLTERMAN H.L. (1988), The calcium and iron bound phosphate phase diagram, *Hydrobiologia*, **159**, pp. 149-151.

HOUSE W.A., CASEY H., DONALDSON L., SMITH S. (1986), Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters - I. Laboratory studies, *Wat. Res.*, **20/7**, pp. 917-922.

JENSEN H.S., ANDERSEN F.O. (1992), Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow eutrophic lakes, *Limnol. Oceanogr.*, **37/3**, pp. 577-589.

KUFEL L. (1991), Nutrient sedimentation at the river inflow to a lake, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **24**, pp. 1772-1774.

LIJKLEMA L. (1980), Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminium hydroxides, *Envir. Sci. Tech.*, **14/5**, pp. 537-541.

LÖFGREN S. (1987), *Phosphorus retention in sediments - implications for aerobic phosphorus release in shallow lakes.*, Doctoral dissertation, Uppsala University, Uppsala University Press.



LOPEZ P., MORGUI J.A. (1992), Phosphate and calcium carbonate saturation in a stratified coastal lagoon, *Hydrobiologia*, **228**, pp. 55-63.

MAYER T., KUNTZ K.W., MOLLER A. (1991), Total and bioavailable particulate phosphorus loads from the Niagara river in 1987 and 1988, *J. Great Lakes Res.*, **17/4**, pp. 446-453.

PETTERSSON K., ISTVANNOVICS V. (1988), Sediment phosphorus in Lake Balaton - forms and mobility, *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, **30**, pp. 25-41.

SHAW J.F.H., PREPAS E.E. (1990), Exchange of phosphorus from shallow sediments at Nine Alberta Lakes, *J. Environ. Qual.*, **19**, pp. 249-256.

STAUDINGER B., PEIFFER S., AVNIMELECH Y., BERMAN T. (1990), Phosphorus mobility in interstitial waters of sediments in Lake Kinneret, Israel, *Hydrobiologia*, **207**, pp. 167-177.

VERHOFF F.H., MELFI D.A., YAKSICH S.M. (1982), An analysis of total phosphorus transport in river systems, *Hydrobiologia*, **91**, pp. 241-252.

## ABSTRACT

### The transfer of a pollutant flow in a millpond with a short retention period

C. CHARRIER - J.-C. BOISSON - T. JEANNERET

The effect of a small-capacity millpond on the transfer of a pollutant charge was investigated. The basin is located on the River Reyssouze (France) downstream from the outflow of the Bourg-en-Bresse purification plant (100,000 inhabitant equivalent). Six water monitoring operations were carried out between 15th April and 5th July 1993; measurements were made at five points, four of them situated on either side of the millpond in running-water sectors. The parameters analysed were phosphorus, suspended matter, nitrates, sulphates, temperature, pH value, conductivity, and dissolved oxygen. The effect of the millpond is moderate, depending mainly on hydrological and seasonal conditions. In winter, the settling out of matter in suspension is slight, but somewhat greater in the millpond. It increases considerably during high-water periods as a result of the trapping of sediments in zones of flow which have been put back into suspension. Towards late Spring and in Summer, aquatic vegetation invades the sectors of flow and constitutes in itself a form of purification of the medium. The plants favour settling by intercepting suspended matter, but they cause the water to lose oxygen during the night which is not easily recuperated in the daytime. This small millpond can therefore hardly be considered as a functional unit capable of purifying the trophic pollution of the river. At most, it delays the downstream transfer of the pollution until the next high-water period. However, this approach to the problem needs to be complemented by other studies taking account for a longer period, of daily rates of pollution and the role of the biological factor.