

Article

« Caractérisation des sédiments des retenues pour la prévision des risques écotoxicologiques liés aux vidanges »

G. Rofes, F. Trocherie, O. Garat, M. Vallon et H. Cardinal

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 4, n° 1, 1991, p. 65-82.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705090ar>

DOI: 10.7202/705090ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Caractérisation des sédiments des retenues pour la prévision des risques écotoxicologiques liés aux vidanges*

Characterization of dam sediments for ecotoxicological hazard assessment bound to draining

G. ROFES¹, F. TROCHERIE¹, O. GARAT¹, M. VALLON¹ et H. CARDINAL²

Reçu le 9 mai 1989, accepté pour publication le 19 septembre 1990*

RÉSUMÉ

L'accumulation de sédiments dans les retenues de barrages hydro-électriques nécessite de procéder à des opérations régulières de désenvasement indispensables à leur bon fonctionnement.

Ces opérations de vidange ont le plus souvent un effet destructeur sur la faune et la flore aquatique.

Cet effet destructeur est principalement lié à une diminution de la concentration en oxygène dissous et une augmentation de la teneur en matières en suspension.

La méthodologie présentée a pour but d'estimer préalablement à toute vidange les risques écotoxicologiques correspondant à une telle opération. Elle implique d'une part la description et l'analyse physico-chimique des sédiments en place, d'autre part la mesure en laboratoire de la consommation en oxygène dissous des matériaux remis en suspension au cours du temps.

La fiabilité d'une telle procédure a été montrée en particulier à l'occasion de vidanges de retenues situées sur le cours de l'Isère.

Le protocole est décrit précisément de façon à pouvoir guider les exploitants de retenues à l'occasion des opérations de vidange qu'ils dirigent.

Mots clés : *Vidanges de retenues, pollution de l'eau, sédiment, matières en suspension, oxygène.*

* L'étude a été réalisée dans le cadre d'un contrat passé entre la Direction des Etudes et Recherches d'Electricité de France et le CEMAGREF.

1. CEMAGREF, 3, Quai Chauveau, 69336 Lyon Cedex 09, France.

2. EDF, Département Environnement Aquatique et Atmosphérique, Direction des Etudes et Recherches, 6, Quai Watier, BP 24, 78400 Chatou, France.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 octobre 1991.

SUMMARY

Sediment silting up in hydroelectric dams implies regular draining operations in order to prevent disfunction of the dams.

These operations often lead to drastic lethal effects on aquatic fauna and flora.

A toxicological study has clearly shown two main factors responsible for acute toxicological effects : dissolved oxygen deficit and suspended solids increase.

These effects have been quantified by experimental tests on Brown trout fry (*Salmo trutta fario*) the results of which are summarized.

The second step consisted in the prediction of water quality evolution downstream during dam draining operation, regarding both factors suspected, in order to assess ecotoxicological hazard.

The proposed methodology based on a sedimentological study made in Grangent dam, located on river Loire and immediately downstream of St. Etienne urban area, and in St. Hilaire dam situated on the river Isère downstream part.

It consists in sampling cored sediments and in measuring dissolved oxygen kinetics by mixing sediments with water in a reactor.

The sample conservation is carried out in jar glasses kept at 4 °C.

Results are reproducible as long as residual dissolved oxygen concentration is higher than 3 mg/l. If this condition is respected, oxygen consumption is strictly dependent on suspended sediment concentration.

An increase in test water temperature makes the oxygen consumption rise.

In accordance with these results, recommendations for dissolved oxygen measures are about 5 g/l suspended sediment concentration, with an experimental temperature reaching the temperature observed during dam draining.

The variability of the results for different samples depends on the dam studied. Surface core samples collected in St. Hilaire dam consume dissolved oxygen faster than the same bottom core samples.

However, in Grangent dam, only one surface core sample collected near the dam construction has clearly shown reducing properties. The difference between two dam sediments is very important : Grangent dam sediment have, on average, dissolved oxygen consumption three more times higher than St. Hilaire in the same duration.

Taking into account dissolved oxygen kinetics by mixed sediments, and a simple aeration model using water and sediment deposits from downstream dam, may expect both suspended sediment and oxygen consumption evolution.

Hazardous mortality of trout fario fry in downstream dam are quickly graphically visualized.

Dam draining operator may so assess, for different suspended sediment load the harmful exposition to fish at any distance from it.

This knowledge allows him to plan more strictly floodgate working : pointy dissolved oxygen continuous measurement on downstream dam is sufficient to give a mark related to model hazard assessment.

The model reliability has been demonstrated by the examination of data collected during St. Hilaire dam draining operation.

Key-words : Dams draining, water pollution, sediment, suspended solids, oxygen.

1 - INTRODUCTION

La présence d'un barrage sur un cours d'eau entraîne un ralentissement de l'écoulement et par voie de conséquence, une sédimentation des matières solides. Ces dépôts, lorsqu'ils sont importants, peuvent constituer une gêne pour l'exploitation des barrages hydro-électriques, en particulier par le colmatage des prises d'eau et la réduction de la capacité utile de la retenue.

Le curage de la retenue étant, pour des raisons techniques et économiques, une solution exceptionnelle, la remise en mouvement des sédiments déposés est effectuée en utilisant les organes de vidange à l'occasion d'opérations programmées, ou par l'ouverture des vannes en période de crue.

Le rejet de ces sédiments stockés provoque dans la plupart des cas des nuisances qui sont caractérisées par une altération physico-chimique de l'eau. Celle-ci peut entraîner des perturbations à court ou long terme des conditions de vie des organismes aquatiques, allant jusqu'à la mortalité d'une forte proportion des populations de poissons du cours d'eau et rendre l'eau impropre à divers usages (baignades, prises d'eau, ...).

Les études présentées ici ont pour objectif de fournir aux exploitants des barrages des outils leur permettant de gérer leur retenue en tenant compte des problèmes de sédimentation et d'anticiper les conséquences possibles des vidanges, de façon à pouvoir en limiter l'impact.

A partir des résultats d'études écotoxicologiques concernant les effets sur le poisson d'une exposition à des sédiments remis en suspension, une méthodologie du suivi du comportement des sédiments d'une retenue lors de leur entraînement a été mise au point.

2 - ÉTUDES ÉCOTOXICOLOGIQUES

Au cours des opérations de vidange la remise en suspension de matériaux d'origines diverses provoque une altération de la qualité des eaux, caractérisée par une forte diminution de la teneur en oxygène dissous, une augmentation du taux de matières en suspension et de la concentration en sels ammoniacaux. D'autres substances peuvent être relarguées, tels que métaux lourds et composés de synthèse organiques. Une étude réalisée au CEMAGREF sur des alevins de truite fario (*Salmo trutta fario*) (GARRIC J. *et al.*, 1990) a permis de mettre en évidence les facteurs qui peuvent être considérés comme responsables des mortalités de poissons observées.

La relation entre les taux de mortalité, le temps d'exposition et les niveaux des différents facteurs toxiques a été établie. Les concentrations en ammoniac nécessaires à la production d'un effet léthal à court terme sont très supérieures à celles qui ont pu être constatées sur le terrain lors de vidanges réelles (SRAE-CEMAGREF, 1984 ; SRAE, 1986 ; CARDINAL H. *et al.*, 1985). Les

matières en suspension et l'hypoxie provoquent séparément des effets létaux sensiblement inférieurs à ceux constatés sur le terrain.

Les expériences réalisées à partir de mélanges de matières en suspension reconstituées en laboratoire (argile et sable de granulométrie connue) et d'eau à faible teneur en oxygène, ont eu pour résultats des taux de mortalité tout à fait comparables à ceux observés *in situ* lors de vidanges effectives.

L'ammoniaque ne semble pas devoir être incriminée comme facteur de mortalité à court terme. Le tableau 1 présente les temps létaux (TLp) pour différents pourcentages de mortalité p et plusieurs niveaux d'exposition aux deux facteurs toxiques retenus : le déficit en oxygène dissous et le taux de matières en suspension.

Tableau 1 Temps létaux à 10, 20 et 50 % de mortalité des alevins de truite fario pour différents teneurs en oxygène dissous et en matières en suspension.

Table 1 Lethal times at 10, 20 and 50 % fry mortality of trout fario for different dissolved oxygen and suspended solids concentrations.

O ₂ (mg/l)	MES (g/l)	TL 10 (mn)	TL 20 (mn)	TL 50 (mn)
3	6,0	173	207	283
3	10,7	116	145	211
3	15,7	106	121	152
5	5,7	480	629	1 000
5	10,4	346	446	688
5	16,3	116	187	423
6	6,0	566	888	1 920
6	10,9	258	361	645
6	15,8	244	312	476

Ces résultats peuvent être exprimés graphiquement en considérant les courbes de niveau des TL₁₀ dans le plan O₂, MES (fig. 1). Ces courbes isochrones joignent les couples O₂, MES provoquant le même effet toxique pour un même temps d'exposition.

3 - ÉTUDES SÉDIMENTOLOGIQUES

3.1 Objectif

Les travaux menés sur les retenues de barrage hydro-électriques de Grangent (Loire) et Saint-Hilaire* (Isère) ont pour but de définir un protocole d'étude permettant de caractériser les sédiments avant vidange, de façon à

* Retenue de Grangent : longueur 19 km, largeur maximale 500 m, profondeur maximale 47 m, volume 57,4 millions m³ (fig. 2).
Retenue de Saint-Hilaire : longueur 12 km, largeur maximale 240 m, profondeur maximale 12 m, volume 6 millions m³ (fig. 3).

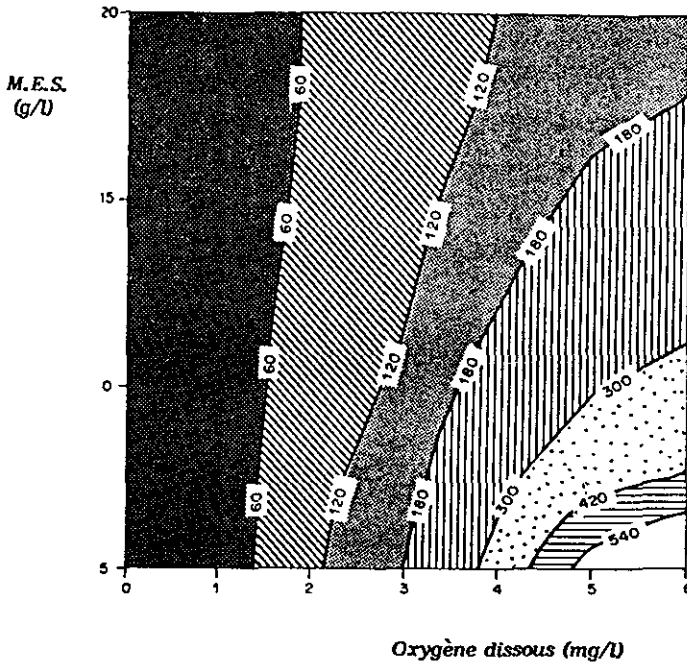


Figure 1 Courbes isochrones du seuil 10 % de mortalité à 60, 120, 180, 300, 420 et 540 mn (d'après GARRIC J. et al., 1990).

LT 10 isochrone plot at 60, 120, 180, 300, 420 and 540 mn (from GARRIC J. et al., 1990).

évaluer les risques écotoxicologiques qu'entraîne leur remise en suspension. Sont présentés ici principalement les résultats des expérimentations concernant la cinétique de la consommation en oxygène dissous.

3.1.1 Matériel de prélèvement et de mesures

Les échantillons ayant servi aux tests ont été prélevés à l'aide de carottiers**, le plus souvent au droit des plus fortes épaisseurs d'eau, en 4 points répartis d'amont en aval des retenues de Grangent (points 2, 3, 4, 5, le point 1 n'étant pas retenu dans la suite de l'étude) et de Saint-Hilaire (points 1, 2, 3, 4 - fig. 2 et 3), en surface (S - 10 cm) et fond (F + 10 cm) de chaque carotte.

Les mesures pratiquées sur le terrain et en laboratoire (pH, oxydo-réduction, température, oxygène dissous) ont été effectuées à l'aide d'appareils portatifs, autonomes (modèles PONSELLE).

Les échantillons de sédiment ont été conditionnés en bocaux de verre et conservés en milieu réfrigérés (transport et laboratoire).

** Carottier décrit in G. ROFES, M. SAVARY, 1981, Description d'un nouveau modèle de carottier pour sédiments fins, *Bull. Fr. Pisc.*, 283, 102-113.

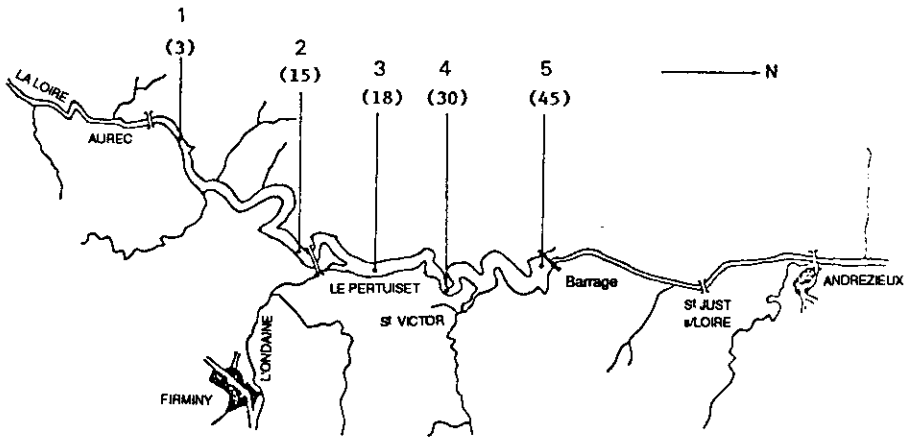


Figure 2 Retenue de Grangent – Points de prélèvements des sédiments.
 () Profondeurs relatives en m.
Grangent dam – Sediment sampling points. () Relative depth in m.

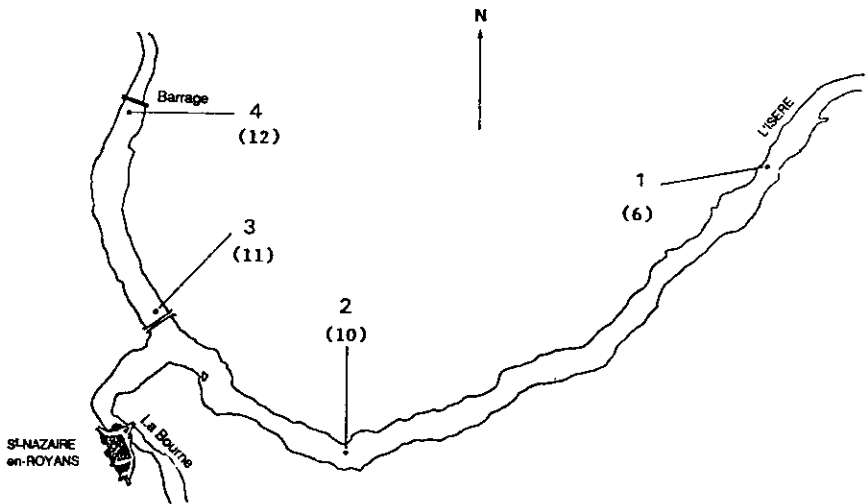


Figure 3 Retenue de Saint-Hilaire – Points de prélèvements des sédiments.
 () Profondeurs relatives en m.
Saint-Hilaire dam – Sediment sampling points. () Relative depth in m.

3.1.2 Matériel d'étude en laboratoire

3.1.2.1 Analyses physico-chimiques

Les analyses de sédiment portent d'une part, sur la phase solide (après tamisage à 2 mm du sédiment frais et dessiccation à 105 °C) pour détermination de la teneur en eau, concentration de matière sèche par litre de sédiment humide, granulométrie, et après broyage la perte au feu (30 mn à 550 °C), le

carbone organique (analyseur de carbone LECO), les carbonates (calcimètre BERNARD) ; d'autre part, sur la phase liquide (eau interstitielle) extraite du sédiment frais par centrifugation (17.000 G), ou par presse à sédiment (15 bars) en boîte à gants et sous atmosphère d'azote (dosage des orthophosphates PO_4^{3-}).

Les paramètres propres à l'eau interstitielle et eau de surface sont dosés selon les normes AFNOR***

3.1.2.2 Cinétiques de consommation d'oxygène

Les tests de consommation d'oxygène dissous par des suspensions de sédiment, titrant dans chaque cas 5 g/l et 15 g/l, ont été menés en réacteurs de capacité 1 l (terrain et laboratoire, température ambiante, contrôle en continu de l'oxygène dissous sur enregistreur), et de capacité 15 l (double enceinte, thermostaté, régulation et enregistrement de paramètres, notamment température et oxygène dissous). Le maintien en suspension est assuré par rotation d'un barreau aimanté (réacteur 1 l), axe et pales d'agitation (réacteur 15 l).

3.2 Résultats

3.2.1 Propriétés des sédiments*

Les retenues prospectées diffèrent par leur environnement géologique (terrains cristallophylliens pour la retenue de Grangent, terrains sédimentaires pour celle de Saint-Hilaire, la morphologie des fonds (très encaissés sous une forte épaisseur d'eau dans le premier cas, relativement larges et une faible épaisseur d'eau dans le second cas), l'écoulement des eaux (présence d'un écoulement latéral dans le second cas).

Ces facteurs déterminent des conditions de milieu spécifiques (formation, évolution des sédiments, relations eau-sédiment).

Elles se manifestent par le caractère légèrement plus acide de l'eau et des sédiments de la retenue de Grangent (G). Les propriétés réductrices diffèrent peu.

Les sédiments des deux retenues se distinguent par la teneur en eau [valeur moyenne, \bar{X} (G) = 72,5 %, \bar{X} (SH) = 48,6 %], la charge en matière organique [carbone organique, \bar{X} (G) = 5,6 % et \bar{X} (SH) = 2,3 %], en azote Kjeldahl [\bar{X} (G) = 0,58 %, \bar{X} (SH) = 0,23 %], en carbonates [\bar{X} (G) = 1,3 %, \bar{X} (SH) = 24 %].

Dans les deux cas (fig. 4), la proportion d'éléments argilo-limoneux ($\sigma < 50 \mu\text{m}$) s'accroît jusqu'aux points 3 (SH) et 4 (G), dépassant 90 % des échantillons en aval.

*** AFNOR : Association Française de Normalisation.

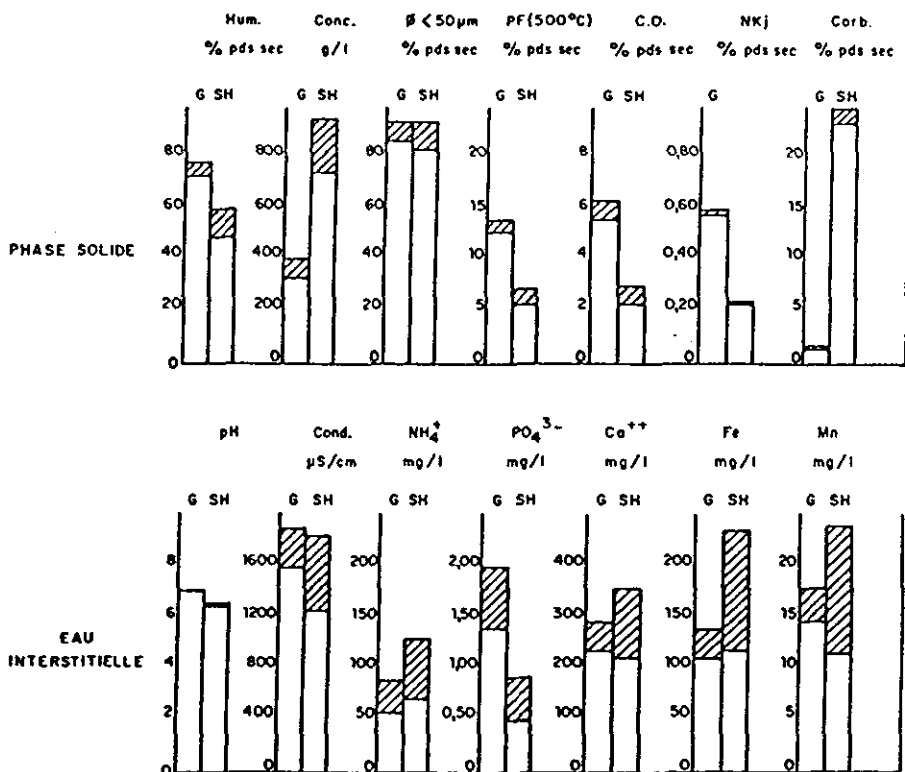


Figure 4 Retenues de Grangent (G) et Saint-Hilaire (SH) – Résultats d'analyse (phase solide – eau interstitielle).

□ Moyenne (\bar{X}) ▨ Ecart type (S)

Grangent (G) and Saint-Hilaire (SH) dams – Analytical data (solid phase – interstitial water).

□ Average (\bar{X}) ▨ Standard deviation (S)

Les eaux interstitielles sont riches en sels dissous [conductivité, \bar{X} (G) = 1 593,7 $\mu\text{S/cm}$, \bar{X} (SH) = 1 259 $\mu\text{S/cm}$], notamment dans certaines couches F de sédiment (SH, point 4 F : 2 600 $\mu\text{S/cm}$). Elles s'expliquent (fig. 4) par l'abondance de sels ammoniacaux [\bar{X} (G) = 58,6 mg/l, \bar{X} (SH) = 71,9 mg/l, jusqu'à 214 mg/l pour SH, 4 F], de calcium, de fer [\bar{X} (G) = 120,9 mg/l, \bar{X} (SH) = 118,9 mg/l].

En définitive, les cinétiques de consommation d'oxygène dissous se rapportent à des sédiments distincts par la teneur en eau [\bar{X} (G) = 1,5, \bar{X} (SH)], la charge organique [\bar{X} (G) = 2,4, \bar{X} (SH)], le taux de carbonates [\bar{X} (SH) = 18,5, \bar{X} (G)] de la phase solide.

Ces sédiments présentent en outre de fortes concentrations en sels ammoniacaux.

3.2.2 Cinétiques de la consommation en oxygène dissous

Afin de comparer les résultats des différentes expériences, l'ajustement de fonctions $D = f(t)$ a été réalisé pour décrire l'évolution du déficit D en oxygène dissous en fonction du temps t .

Deux types de fonction ont été utilisés :

$$D = a \times t^b$$

$$D = a - \frac{b}{(t + c)^d}$$

Les paramètres de ces équations ont été calculés à l'aide d'un programme informatique de régression non linéaire décrit par TOMASSONNE *et al.* (1963) et JOLIVET (1983).

L'emploi de ce modèle et des calculs des intervalles de confiance correspondant a été validé à partir de l'examen des résultats effectué sur 11 expériences concernant le même sédiment.

Les ajustements, portant sur plus de cent expériences, ont été obtenus avec un coefficient de détermination supérieur à 0,98, sauf dans deux cas où la courbe expérimentale présente un point d'inflexion.

Dans un premier temps a été analysée l'incidence de la conservation des sédiments sur la cinétique de la consommation en oxygène dissous.

Sur les figures 5a et 5b sont portés les résultats de diverses expériences menées au laboratoire un jour, quinze jours et deux mois après le prélèvement, pour des concentrations de sédiment de 5 g/l et 15 g/l et une température de 20 °C.

L'intervalle de confiance à 95 % des résultats autour de la moyenne est toujours inférieur à 1 mg/l : il apparaît que l'expérience mise en œuvre est très fiable, quel que soit le temps de stockage des sédiments – jusqu'à deux mois tout au moins –.

La comparaison entre les courbes 5a et 5b peut être effectuée à partir de la figure 5c, où les valeurs du déficit en oxygène dissous mesurées pour une concentration de 5 g/l de sédiment ont été multipliées par 3. La similitude entre les deux courbes obtenues, pour une concentration en oxygène supérieure à 3 mg/l, c'est-à-dire un déficit inférieur à 7 mg/l environ, a permis de formuler deux conclusions, validées sur plusieurs autres lots de sédiments :

- la consommation en oxygène dissous d'un sédiment est proportionnelle à la quantité mise en suspension lors des essais,
- cette consommation ne devient dépendante de la teneur du milieu en oxygène dissous que lorsque cette teneur est inférieure à 3 mg/l.

A l'occasion de cet examen de l'influence du stockage des sédiments, une différence a pu être notée entre les cinétiques de consommation des sédiments mesurées sur place et celles obtenues au laboratoire.

En fait, il apparaît que cette différence est sans doute liée à l'écart entre les températures des deux essais, comme le montre la figure 6 où sont portées les courbes correspondant à des cinétiques observées à 20 °C, 7 °C et 4 °C.

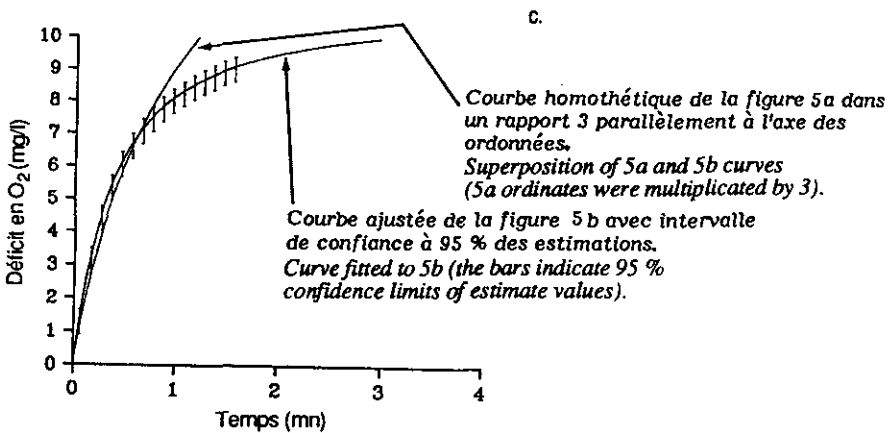
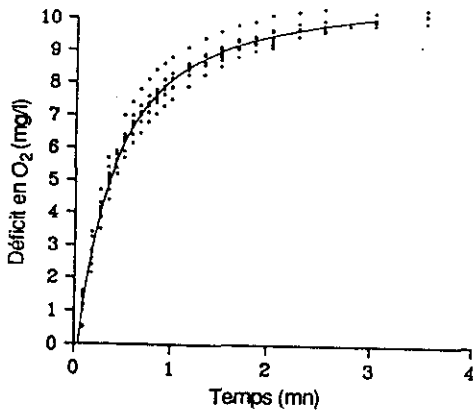
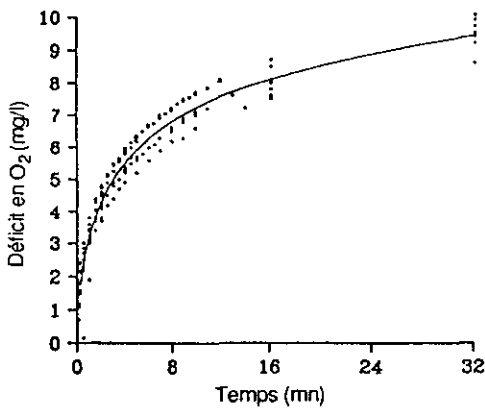


Figure 5 Variation de la consommation en oxygène dissous des sédiments de la retenue de Grangent pour différentes conditions de stockage.

Oxygen consumption plot of Grangent dam sediments – Repetition were carried on with sediments at different conservation times.

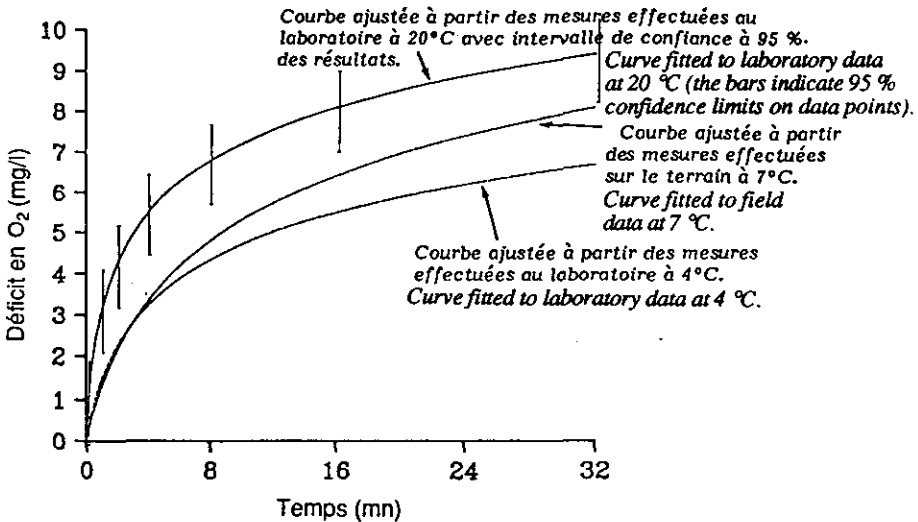


Figure 6 Comparaison des mesures de consommation en oxygène dissous du sédiment 5 S de la retenue de Grangent pour différentes conditions thermiques.

Temperature dependent oxygen consumption of Grangent dam sediments.

Dans un deuxième temps, a pu être menée à bien, la comparaison entre les cinétiques de consommation en oxygène dissous des sédiments de différentes provenances.

Les figures 7 décrivent les résultats obtenus sur les différents échantillons provenant de la retenue de Saint-Hilaire. Il apparaît (fig. 7c) une différence très significative entre le comportement des échantillons prélevés en surface des carottes de sédiment et ceux correspondant à la couche de fond de ces mêmes carottes.

Par ailleurs, une grande variation existe parmi les échantillons de même type (surface ou fond) en fonction de la provenance des prélèvements (fig. 7a et 7b). Cette différence s'estompe en regroupant l'échantillon de surface et l'échantillon de fond pour chaque prélèvement (fig. 7c).

Les sédiments prélevés sur la retenue de Grangent ont un comportement beaucoup plus homogène (fig. 8a, 8b, 8c). Seul le sédiment prélevé en surface, au point le plus aval de la retenue, consomme nettement plus d'oxygène que les autres.

Enfin, de façon plus globale, les sédiments de la retenue de Grangent consomment en moyenne dans un même temps, 2,5 à 3 fois plus d'oxygène que ceux de la retenue de Saint-Hilaire.

L'ensemble de ces résultats conduit à définir le protocole suivant pour l'examen du comportement des sédiments d'une retenue lors de leur remise en suspension :

– réaliser des échantillons à partir des couches de surface et de fond d'au moins trois carottes de sédiments prélevés dans différents endroits.

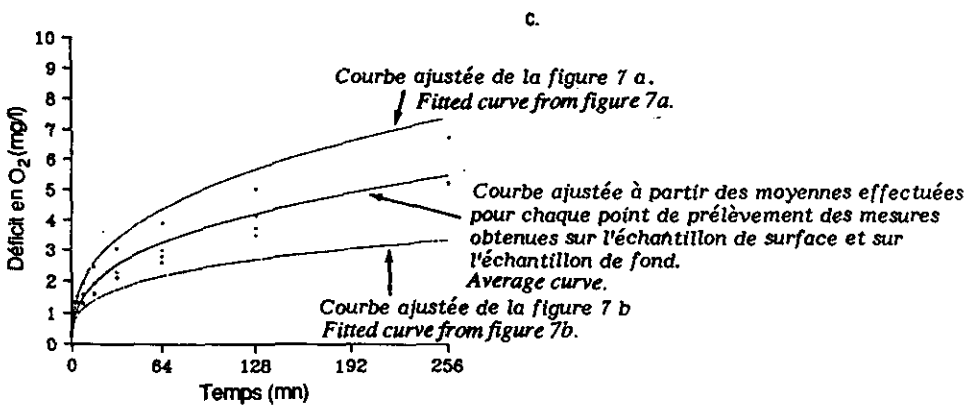
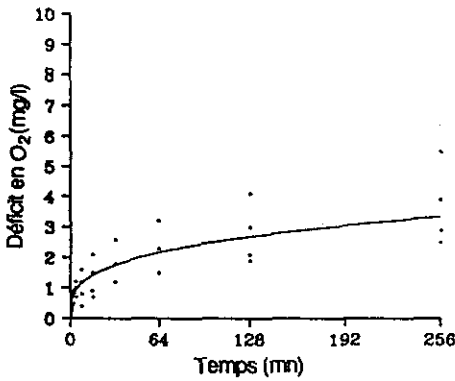
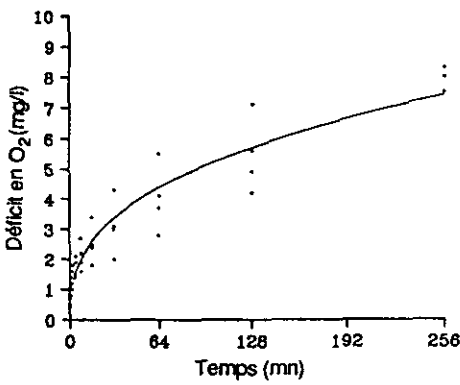


Figure 7 Consommation en oxygène dissous des sédiments de la retenue de Saint-Hilaire (concentration des MES : 5 g/l).
Dissolved oxygen consumption of sediments from Saint-Hilaire dam (suspended solids concentration : 5 g/l).

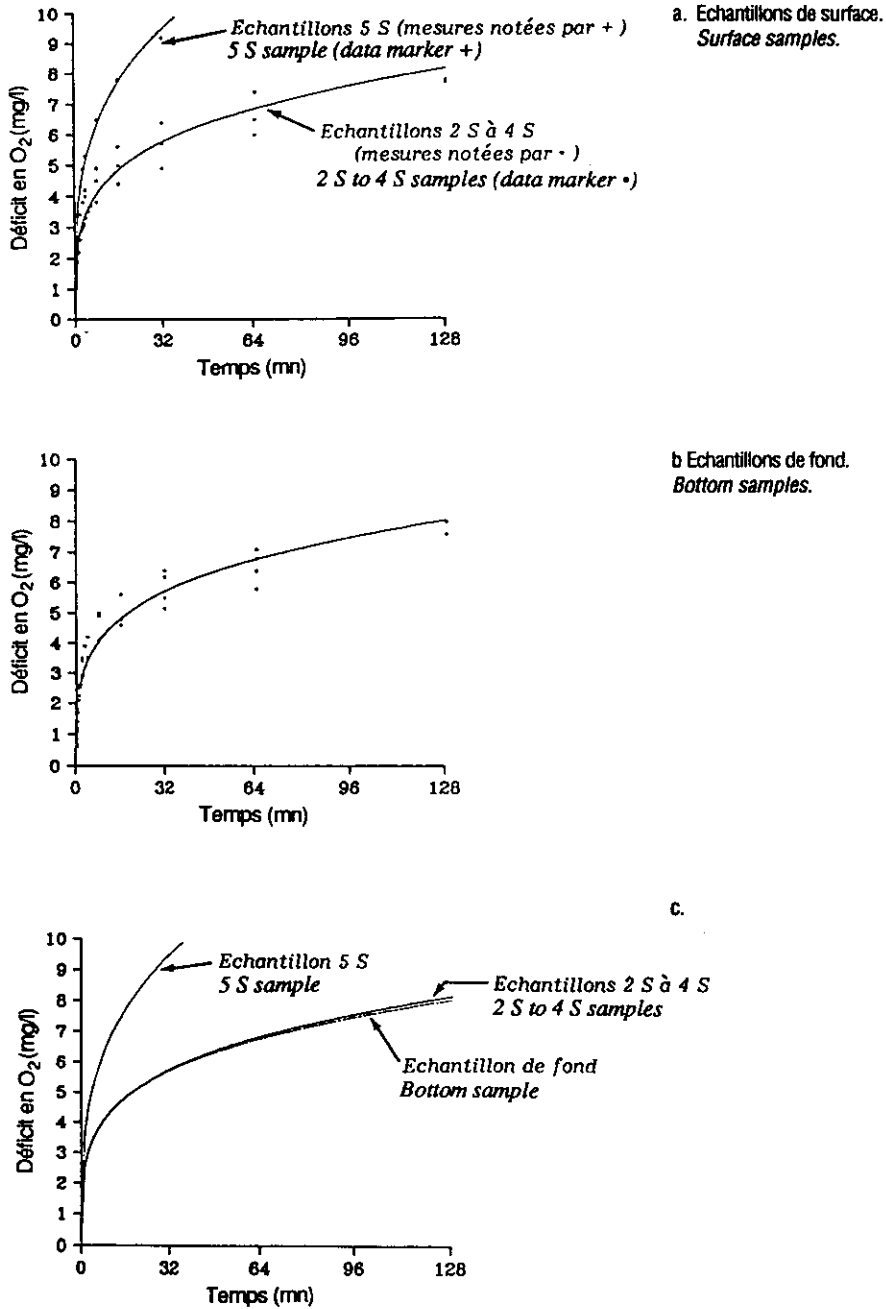


Figure 8 Consommation en oxygène dissous des sédiments de la retenue de Grangent (concentration des MES : 5 g/l).

Dissolved oxygen consumption from Grangent dam sediments (suspended solids concentration : 5 g/l).

- stocker ces échantillons en bocaux de verre à 4 °C,
- étudier la cinétique de consommation d'oxygène dissous de chacun des échantillons à une même température, si l'on souhaite connaître la variabilité du comportement des sédiments.

Les échantillons de surface et de fond peuvent être regroupés dans le calcul : de cette façon, l'incertitude de la valeur moyenne des résultats est, d'après l'expérience obtenue sur deux retenues, inférieure à 0,5 mg/l pour un déficit en oxygène dissous de 5 mg/l. La concentration des sédiments utilisés pour ces mesures doit être faible (inférieure à 5 g/l) puisque tous les résultats obtenus pour des concentrations en oxygène dissous inférieures à 3 mg/l ne sont pas interprétables. Compte tenu de cette réserve, les résultats seront extrapolables aux autres concentrations de sédiment, car la consommation en oxygène des sédiments brassés dans l'eau, est proportionnelle à la teneur en matières en suspension.

Par ailleurs, il importe d'étudier l'effet de la température sur la consommation d'oxygène dissous : ceci peut être réalisé sur un échantillon moyen obtenu en mélangeant les différents prélèvements effectués.

4 - UTILISATION PRATIQUE DES RÉSULTATS

Les études présentées ici permettent d'envisager la mise au point définitive d'un outil de gestion des vidanges de retenue. L'illustration de cette proposition peut être obtenue en analysant les observations effectuées lors de la vidange de la retenue de Saint-Hilaire, en juin 1984, au niveau de deux stations : l'une (station 1) située 4 km à l'aval du barrage, l'autre (station 2) placée 10 km environ à l'aval du barrage.

4.1 Démarche

L'évaluation des risques écotoxicologiques aigus d'une telle vidange, repose sur le choix de plusieurs modèles :

- Un modèle de consommation en oxygène des sédiments de la retenue remis en suspension. Le protocole décrit plus haut (voir § 3.2.2) permet d'obtenir une équation différentielle de la forme

$$dD = (MES) f(t) \cdot dt$$

où D est le déficit en oxygène dissous à partir de la concentration de départ (que nous supposons égale à la concentration à saturation) ; (MES) est la concentration des matières en suspension (g/l).

- Un modèle de réaération de l'eau par échange avec l'air à l'aval du barrage de retenue.

Le modèle que nous avons choisi s'exprime sous la forme

$$dD = -K_2 D dt$$

avec $K_2 = a \cdot v^m \cdot z^{-n}$

où v est la vitesse moyenne du courant (m/s),

z est la hauteur d'eau moyenne (m),

a , m , n des coefficients pour lesquels nous avons retenu les valeurs proposées par CHURCHILL *et al.* (1962).

– Un modèle de dépôt des sédiments transportés à l'aval du barrage.

$$d(\text{MES}) = -K_d(\text{MES}) dt$$

La combinaison des 3 modèles précités permet de déterminer l'évolution des teneurs en matières en suspension et en oxygène dissous au cours du transit de l'eau à l'aval du barrage et ce, pour différentes valeurs de la teneur en matières en suspension au droit du barrage. Il est alors possible, en confrontant ces données aux résultats des tests d'écotoxicologie, d'évaluer la durée d'exposition que pourraient tolérer les truitelles fario à l'aval du barrage, et ce quelle que soit la distance de l'ouvrage.

4.2 Résultats pratiques

L'ajustement de la fonction $f(t)$ a été effectué selon le protocole décrit au paragraphe 3, pour une température de 7 °C correspondant à celle mesurée lors de la vidange réelle.

La constante de réaération a été estimée $4 \cdot 10^{-4} \text{ min}^{-1}$, compte tenu des caractéristiques morphodynamiques de l'Isère.

La constante K_d a été évaluée à partir de l'analyse des relations entre la teneur en azote ammoniacal et la concentration de matières en suspension aux stations 1 et 2 pendant l'ensemble de la vidange : le rapport entre ces deux taux étant en moyenne de 0,38 à la station 1 et de 0,58 à la station 2, le coefficient K_d a été estimé à $0,006 \text{ min}^{-1}$.

Les équations complètes décrivant l'évolution de la qualité de l'eau à l'aval du barrage sont les suivantes :

$$(\text{MES}) = (\text{MES})_0 e^{-0,006 t}$$

$$dD = 0,028 \cdot (\text{MES})_0 \cdot e^{-0,006 t} \cdot t^{-0,58} - 4 \cdot 10^{-4} D$$

où $(\text{MES})_0$ est le taux de matières en suspension au droit du barrage.

A partir de ces expressions, il est possible de calculer la relation entre les deux paramètres étudiés [D et (MES)] au niveau des stations 1 et 2, correspondant à des temps de transit respectifs de 40 et 110 minutes.

La comparaison entre les droites ainsi obtenues et les valeurs observées (*fig. 9a et 9b*), en excluant les points correspondant à des concentrations en oxygène dissous inférieures à 3 mg/l, est tout à fait satisfaisante.

Il est également possible de tracer des courbes donnant, au cours du transit de l'eau à l'aval du barrage de Saint-Hilaire, l'évolution conjointe du déficit en oxygène dissous et la concentration en matières en suspension, pour différentes valeurs de ce dernier paramètre au droit du barrage.

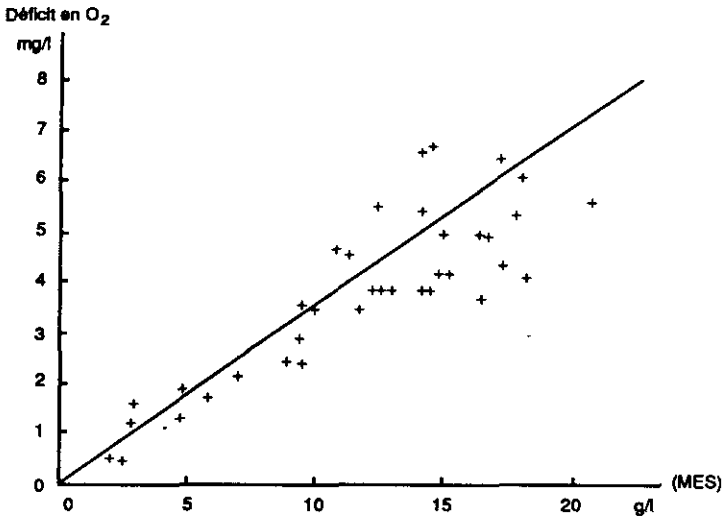


Figure 9a Relation entre le déficit en oxygène dissous et le taux de matières en suspension à la station 1.

Suspended solids versus oxygen deficit plot at station 1.

+ Valeurs observées

+ Observed data

— Résultat du modèle

— Model result

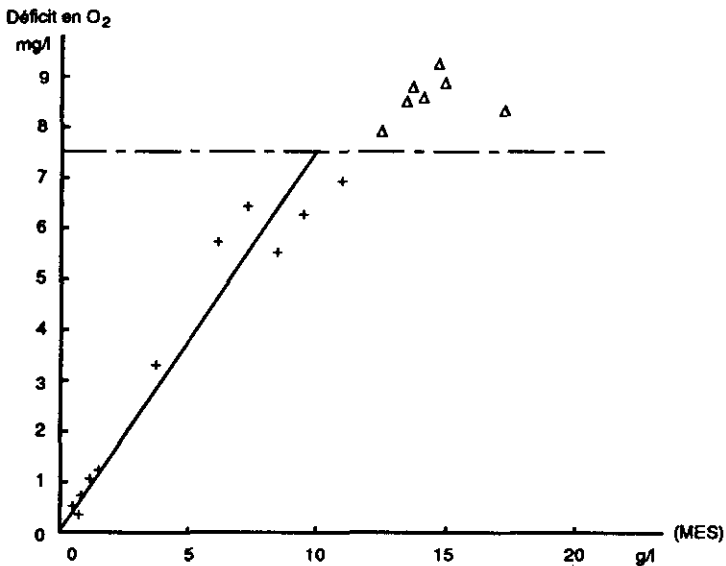


Figure 9b Relation entre le déficit en oxygène dissous et le taux de matières en suspension à la station 2.

Suspended solids versus oxygen deficit plot at station 2.

+ Valeurs observées modélisables

+ Observed data used in model

Δ Valeurs observées non modélisables

Δ Unsuitable observed data

— Résultat du modèle

— Model result

--- Limite de validité du modèle

--- Validity limit of model

La juxtaposition de ces courbes avec celles donnant le temps de survie correspondant à 90 % d'une population d'alevins de truite fario (fig. 10), fournit un outil facilitant considérablement la conduite d'une vidange. En effet, il permet d'une part, de cerner les risques correspondant à différents niveaux de rejets de matières en suspension au droit du barrage pendant des laps de temps donnés, et d'autre part, d'effectuer très facilement, à partir de la seule mesure de la teneur en oxygène dissous au niveau de la station 1, un suivi de la vidange en temps réel en prenant en compte ces risques écotoxicologiques.

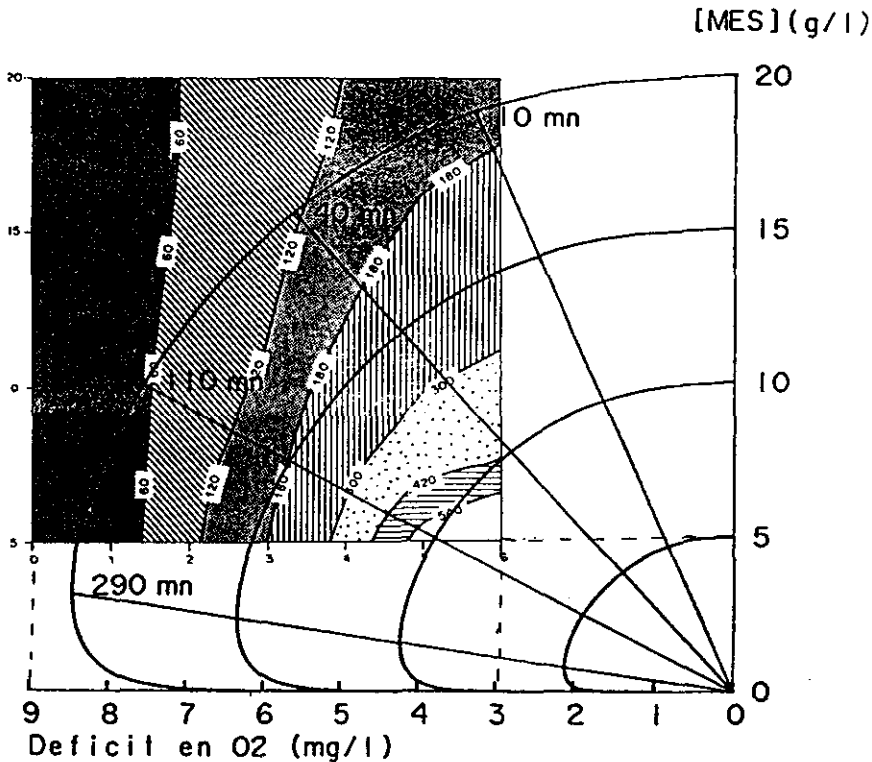


Figure 10 Superposition des courbes d'évolution conjointe du déficit en oxygène dissous et du taux de matières en suspension au cours du transit vers l'aval, et des courbes isochrones du seuil 10 % de mortalité des alevins de truite fario.

Superposition of parametric plot of oxygen deficit and suspended solids vs time and 10 % mortality isochrones. Those time dependent phenomena appear during the downstream transit of the draining peak.

Exemple d'interprétation : 10 % d'une population d'alevins de truite fario située à 110 minutes de temps de transit à partir du barrage (station 2 sur l'Isère) mourront si 15 g/l de MES sont évacués pendant 3 heures au droit du barrage, ou si 20 g/l de MES sont relâchés pendant une heure, en supposant que la concentration d'oxygène dissous de l'eau à l'amont de la retenue soit de 9 mg/l.

Interpretation example : 10 % of trout fario fry located at a 110 minutes transit time downstream from the dam (Isere, station 2) will die if 15 g/l of suspended solids are drained during 3 hours. Or if 20 g/l of suspended solids are drained during one hour. Oxygen deficit is calculated on the basis of a « normal » dissolved oxygen concentration of 9 mg/l.

5 - CONCLUSION

A partir des résultats des travaux écotoxicologiques concernant l'effet des sédiments remis en suspension sur la truitelle fario, il s'avère possible de réaliser avec fiabilité des études prévisionnelles et de contrôle permettant de conduire une vidange de retenue en connaissance des risques écologiques aigus occasionnés par une telle opération. Ceci constitue sans nul doute, un progrès important par rapport à une situation où un exploitant chargé de gérer une vidange ignorait tout des causes même des mortalités de poissons qui suivaient bien souvent les manœuvres des vannes. Toutefois, plusieurs points méritent une attention complémentaire, et plus particulièrement :

- la modélisation du dépôt des sédiments dans un cours d'eau à l'aval d'un barrage,
- la connaissance écotoxicologique des risques correspondant à la cumulation de l'exposition des poissons à différents niveaux de qualité de l'eau pendant des laps de temps donnés,
- l'évaluation des sensibilités respectives de différentes espèces de poissons susceptibles d'être soumises à ce type de perturbation,
- la connaissance plus fine des mécanismes expliquant la consommation en oxygène des sédiments.

D'un autre côté, la mise à disposition auprès des exploitants de retenues hydroélectriques des modèles et protocoles déjà élaborés et présentés ici, ainsi que l'analyse des écarts entre les prévisions fournies par les études et les mesures effectuées lors des suivis de vidange, pourraient permettre également d'affiner cet outil.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les laboratoires de Chimie et d'Ecotoxicologie ainsi que Chantal JOUBERT pour leur précieuse collaboration.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CARDINAL H., NEAU M., FRANÇOIS M.H., 1985. Impact des vidanges des retenues de la Basse-Isère sur le milieu aquatique. Résultats obtenus en 1984 et comparaisons avec ceux des vidanges précédentes. Rapport EDF HE/31 - 85.19, 39 p.
- CHURCHILL M.A., ELMORE M.L., BUCKINGHAM R.A., 1962. The prediction of stream reaeration rates. *J. San. Engng Div., Proc. Amer. Soc. Civ. Engrs*, 88, n° SA4.
- GARRIC J., MIGEON B., VINDIMIAN E., 1990. Lethal effects of draining on Brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies. *Wat. Res.*, 24, 1, 59-65.
- JOLIVET E., 1983. Introduction aux modèles mathématiques en biologie. Actualités scientifiques et agronomiques de l'INRA. 152 p.
- SRAE Rhône-Alpes, CEMAGREF, 1984. Etude de suivi de la vidange des retenues de Beauvoir et Saint-Hilaire sur la Basse-Isère. Rapport. 53 p.
- SRAE Rhône-Alpes, 1986. Etude de suivi de la vidange des retenues de Beauvoir et Saint-Hilaire sur la Basse-Isère. Rapport. 50 p.
- TOMASSONNE R., LESQUOY E., MILLIER C., 1963. La régression : nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique. Actualités scientifiques et agronomiques de l'INRA. 177 p.