

Article

« Influence des élevages extensifs en étang sur les rivières »

H. Le Louarn et G. Bertru

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 4, n° 3, 1991, p. 315-327.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705102ar>

DOI: 10.7202/705102ar

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

Influence des élevages extensifs en étang sur les rivières*

The influence of extensive pond breeding on streams

H. LE LOUARN¹, G. BERTRU²

Reçu le 12 juin 1990, accepté le 28 janvier 1991**.

RÉSUMÉ

Si de nombreux travaux ont porté sur l'influence des piscicultures intensives sur les rivières, on s'est peu intéressé aux conséquences des nombreuses créations de plan d'eau sur le milieu. Le but de cet article est de présenter en s'appuyant sur des exemples précis les différentes modifications apportées sur le milieu par une surface en eau d'élevage extensif.

Les aspects hydrologiques sont peu importants. Les changements physico-chimiques ont par contre de nombreuses conséquences, directes et indirectes :

- la température : le réchauffement estival agit sur les réactions chimiques, l'équilibre des biocénoses, la pathologie des poissons,
- le potentiel hydrogène, très variable en cas de faible dureté,
- l'oxygénation, liée à la température dont le déficit agit directement sur la faune piscicole,
- la fertilisation par l'azote et les phosphates,
- les matières en suspension : action surtout manifeste lors des vidanges, directe sur le colmatage des frayères, indirecte sur la structure des communautés floristique et faunistique.

Le repeuplement des rivières par les poissons d'étang est fréquent. Les conséquences vont du déséquilibre faunistique à l'introduction d'espèces indésirables ou nuisibles.

Dans l'ensemble, on note un impact négatif sur les eaux courantes, particulièrement sur les rivières à salmonidés (1^{ère} catégorie). Sur les cours d'eau de 2^e catégorie, l'impact est toujours plus faible et on peut noter une action bénéfique due au lagunage.

1. INRA, 65, rue de St-Brieuc, 35000 Rennes

2. Université Rennes I, Avenue du Général-Leclerc, 35000 Rennes.

* Communication présentée au 34^e Congrès de l'Association Française de Limnologie, Metz-Nancy, 29-31 mai 1990.

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 mars 1992.

Une hiérarchisation des influences est donnée en tenant compte du type de plan d'eau et de son mode de gestion.

Mots clés : *Pisciculture, étangs, influence des eaux courantes.*

SUMMARY

Although many studies relate to the influence of fish farming on rivers, little interest has been given to the environmental impact of artificial ponds. The aim of this article is to show through precise examples the various alterations in the environmental system caused by extensive fish breeding farms.

Hydrological aspects

Even in the absence of any breeding, the presence of a water surface brings about variations in the local water balance.

– losses due to infiltration may increase through the drilling of an impermeable substratum when digging the pond, but new springs are often observed, resulting in an increased stream flow.

– losses due to evaporation vary according to local climate and environment.

Pond dams sometimes act as buffers against floods.

Influences can only be significant under particular conditions : regional temperature and humidity and the nature of the substratum.

Physico-chemical aspects

During the filling period, one of the greatest risks is the rise in temperature. Even though the latter only occasionally reaches 10 % of its initial value, the effects are numerous :

– reduction of dissolved oxygen content and acceleration of microbial processes of aerobic decomposition.

– effect on biocenosis : a 3 to 4 °C rise in average maximal temperature may result in a typological change in the streams normally hosting Salmonidae. The disappearance of benthic Invertebrata may be observed as well as their replacement by groups whose development is stimulated by temperature : e.g. Mollusca and Worms.

– effect on pollution : a 1 °C rise in temperature, from pH to basic values results in a growing concentration in ammoniacal nitrogen which turns out to be toxic. On the other hand, a possible favourable effect upon second class fish breeding streams must be noted. Eutrophization and enhancement of the environment also occur in addition to an accelerated gametogenesis in some species. In the late summer, this results in gametogenesis in some species. In the late summer, this results in larger fish and, consequently, increased chances of survival later. An EEC rule has set the tolerance limits of temperature rise according to the type of river (table 4).

If it remains sustained, the discharge of suspended matter may also have various influences. Except for accidents, the risk is slight, measured values are generally inferior to EEC standards. However, it is essential to consider that discharges of minerals and organic compounds such as some phytosanitary products (Lindane, Atrazine) likely to cause immediate or delayed toxic effects.

The creation of a pond is clearly a cause of instability in the composition of water immediately downstream, especially regarding the pH and, indirectly, NH₃ content. This risk is all the greater since restituted water is the result of overflow. As for oxygen, the problem may be assessed differently, according to the mode of restitution ; overflow may improve oxygenation whereas overflow caused by an emptying device may cause deoxygenation. Whatever the mode of restitution, downstream water is enriched with soluble and particulate organic matter which can promote bacterial development and oxygen intake.

Finally, it is worth noting that pond phytoplankton is likely to culture the downstream river, all the more intensely since the sluggishness of water flow will be stopped up.

The impact will depend upon the kind of pond involved : a « ballast tank » unconnected with the stream will have a lesser influence than a derivated pond, since maximal impact will occur in the discharging channel before reaching the stream's downstream zone. The influence will be much more harmful to Salmonidae streams which are more sensitive to a reduction in dissolved oxygen. The imbalance will be heightened by fish losses which are likely to happen, since all species must compete with the surrounding fauna and will be favored by environmental imbalance.

During the emptying operation, besides the circulation of elements trapped by sediment, the addition of suspended matter will involve a high risk for fish-breeding downstream from the discharge. If, during the draining operation, discharge volume is lower than EEC standards (25 mg/l), the emptying operation causes content to reach more than 100 mg/l, with immediate or delayed side effects.

The most direct harm done is asphyxiation of most fish under certain circumstances. This is heightened is a real risk of bringing about a rise in temperature : passing from a Salmonidae to a Cyprinidae environment both through disruption of the invertebrata fauna, and sealing of the spawning places dug in the streambed gravel at emptying periods. The risk of a reduction in fauna variety and invertebrata biomass should also be brought up.

Whenever fish are discharged, repopulation of the river usually results. In this case again, the effects will be negative for Salmonidae streams or intermediate-type water in which the replacement and introduction of new species can occur. Everything will depend upon the breeding carried out in the pond.

In 2nd-category fish-breeding rivers, only a reinforcement of population and possibly a diversification of species will be observed.

As a conclusion, all artificial ponds have a negative impact upon freshwater especially in 1st-category fish farming rivers : e.g. changes in physico-chemical characteristics, introduction of species. This impact occurs during the filling period of the pond (variation in temperature) and the emptying operation (various discharges). In some cases, favorable consequences can be observed (table 1) : natural creation of a lagoon with trapping of elements in solution (phosphates, nitrogen). Moreover, the presence of alkalinity is stronger because of water sediment transfers, as is pH, showing a better fish farming potential.

The impact on freshwater depends upon the type of pond and the method used for emptying.

Key-words : *Fish farming, ponds, impact on fresh waters.*

L'impact des piscicultures intensives (principalement les salmonicultures) est marqué et ses conséquences ont été étudiées dans différents domaines (aspects physico-chimiques, aspects sanitaires et génétiques. En France, il existe parallèlement à ce type d'exploitation 130 000 hectares de surfaces en eau, retenues, lacs et étangs dont 80 000 sont exploités de façon plus ou moins rationnelle pour la production des poissons. Ces élevages sont de type

plus extensif et se localisent la plupart du temps à proximité de cours d'eau à facies lentique.

En rendant temporairement stagnantes, soit la totalité, soit une fraction des eaux provenant de l'amont, l'étang révèle par son fonctionnement métabolique les potentialités, notamment nutritives, de celles-ci. Il accentue manifestement le caractère lentique précité et de ce fait favorise la rétention du matériel particulaire et surtout des éléments nutritifs essentiels (phosphore, azote et potassium) pour la croissance et le développement du phytoplancton. Si la fonction de lagunage peut être évoquée, il faut également considérer que l'étang n'a pas été conçu pour réaliser cette fonction : son dimensionnement ne permet qu'exceptionnellement de réaliser des temps de séjour de 3 à 4 mois. En conséquence, les eaux restituées sont le plus souvent affectées à la fois dans leurs compositions minérales et organiques.

On peut distinguer les effets dus à la présence du plan d'eau même en l'absence d'un peuplement important en poissons, de ceux dus à la vidange. Dans le premier cas, on peut prévoir des conséquences à long terme, dans le second un effet brutal est à envisager.

EFFETS DURANT LA PÉRIODE DE MISE EN EAU (ÉVOLAGE)

Aspects hydrologiques

Même en absence de tout élevage, la présence d'une surface en eau entraîne des variations du bilan hydrique local :

– les pertes par infiltration peuvent être augmentées par la perforation d'un sous-sol imperméable lors du creusement de l'étang (LUTUN, 1979), mais on observe souvent des libérations de sources entraînant une augmentation du débit de la rivière.

– les pertes par évaporation sont évaluées en mesurant la différence avec l'évapotranspiration d'une même surface en végétation. Le résultat est fonction du climat et de l'environnement immédiat. LUTUN (1979) note dans l'Orne un exemple de déficit estival de 0,1 l/seconde/hectare tandis que PALISSON (1974) n'observe pas de différences dans le massif forestier des Vosges.

Par contre, des étangs de barrage agissent parfois comme écrêteurs de crues (DRABINSKI, 1980).

Les influences ne peuvent être notables que dans des conditions particulières de température, d'hygrométrie régionale et de nature du sous-sol. Ainsi une ballastière peut dans certains cas drainer la presque totalité de l'apport de la nappe (ANONYME, 1976) et on observe exceptionnellement un assèchement temporaire des rivières (WIENIANSKI, 1990).

Aspects physico-chimiques

Des analyses effectuées simultanément dans deux étangs situées en série sur un cours d'eau et dans la rivière en aval (LE LOUARN, 1982) montrent que les plans d'eau entraînent un lagunage naturel (*tableau 1*). On observe un piégeage des éléments en solution (phosphates, azote). L'alcalinité y est plus forte, en raison des échanges eau-sédiments ainsi que le pH traduisant une meilleure potentialité piscicole (SWINGLE, 1961).

Tableau 1 Comparaison des analyses effectuées dans 2 étangs et dans la rivière attenante. On remarque une atténuation des pollutions du cours d'eau par lagunage (LE LOUARN, 1982) en particulier pour les nitrates et les phosphates. Les mesures ont été effectuées en décembre.

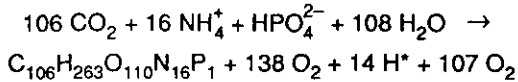
Table 1 Comparison of the analysis carried in two ponds and the near watershed. There is a net reduction in the river due to pollutant deposition (LE LOUARN, 1982) particularly for nitrate and phosphate. The measurements were made in December.

	Rivière	Etang 1	Etang 2
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	242,00	235,00	235,00
pH	6,70	7,90	7,50
Alcalinité totale meq/l	0,07	1,00	0,90
n-NO ₂ mg/l	0,07	0,03	0,04
N-NO ₃ mg/l	9,00	2,30	2,20
N-NH ₄ mg/l	1,00	0,10	0,20
P-PO ₄ $\mu\text{g/l}$	200,0	105,00	169,00
Ca mg/l	22,00	22,60	22,20
Mg/l	9,00	8,80	9,70
Chlore mg/l	44,00	31,20	20,50

Le lagunage provoque également une rétention : MAREK *et al.* (1984) ont montré que 73 à 90 % du cuivre est piégé par les sédiments ou par les organismes vivants.

Les aspects liés à la photosynthèse (pH, alcalinité, oxygène dissous et azote ammoniacal) demandent à être examinés globalement. Pour expliciter les incidences éventuelles sur les eaux restituées, il importe de considérer les photosynthèses réalisées, soit en présence de nitrate soit en présence de l'ion ammonium en fonction de la réserve alcaline. Cette dernière est généralement quantifiée par l'alcalinité qui représente la somme des sels de l'acide carbonique : bicarbonate et carbonate ; la résistance aux variations de pH (force tampon) dépend dans une large mesure de la valeur de l'alcalinité (WETZEL, 1975). Les eaux faiblement minéralisées et ayant des taux de calcium inférieurs à 25 mg/l présentent un faible pouvoir tampon et accusent

au cours d'un cycle journalier de très fortes variations de pH (6,5 à 10) sous l'action de la photosynthèse (STUMM et MORGAN, 1981).



Généralement, en hiver ou en début de printemps, selon le type de traitement des étangs consacrés à l'élevage piscicole, le phytoplancton accomplit plutôt une photosynthèse en présence de l'ion ammonium, ce qui a pour effet de produire des protons (H⁺) et donc de réduire l'alcalinité, il en résulte des variations de pH extrêmement sévères, d'abord dans les plages acides (4,5 à 5,5) puis en fonction de la source azotée dans les plages basiques (8,5 à 10). Ces dernières favorisent la transformation de l'ion NH₄⁺ en NH₃ dont la toxicité à l'égard du poisson est indéniable (TRUSSEL, 1972 ; BREMOND et VUICHARD, 1973).

La réalisation d'un étang est manifestement cause d'instabilité pour la composition des eaux situées immédiatement en aval, notamment pour le pH et indirectement pour les teneurs en NH₃. Ce risque est d'autant plus aigu que les eaux restituées le sont par surverse.

Concernant l'oxygène, le problème peut se poser différemment selon le mode de restitution ; par surverse, on peut s'attendre à une amélioration de l'oxygénation alors que celui réalisé par un moine peut entraîner une désoxygénation.

Quel que soit le mode de restitution, les eaux en aval seront enrichies en matière organique soluble et particulaire pouvant favoriser le développement bactérien et la consommation de l'oxygène. Enfin, il ne faut pas oublier que le phytoplancton de l'étang est susceptible d'ensemencer la rivière en aval et ce d'autant plus intensément que le caractère lentique sera accusé.

Le régime thermique d'un ruisseau peut subir l'influence d'un plan d'eau : refroidissement hivernal de 1 à 2 °C (LUTUN, 1979 ; DE LA FORET DIVONNE, 1981), réchauffement estival de 2 à 7 °C pouvant atteindre 10 °C. Les conséquences seront plus marquées en été puisque le débit de la rivière est réduit. Le refroidissement hivernal, peu marqué, ne peut être mis en liaison qu'avec l'environnement (MOUILLE, 1982).

Le réchauffement estival dépend quant à lui d'un certain nombre de facteurs :

- du type de plan d'eau : peu marqué pour les ballastières, à moins qu'elles ne s'étendent sur plusieurs centaines de mètres à faible distance du cours d'eau (ANONYME, 1976), nettement plus fort pour des étangs de barrage (+ 7 °C), moyen pour les étangs en dérivation (+ 1,5 à 3 °C) puisqu'ils permettent le maintien du débit du cours d'eau (MOUILLE, 1982) ;

– du mode de restitution de l'eau. Elle se produit par filtration pour les ballastières avec un tamponnage des températures expliquant l'action peu marquée. Un moine permettant le prélèvement en fond d'étang entraîne le même phénomène. Au contraire, une surverse par trop plein amènera un réchauffement marqué de la rivière en aval ;

– des caractéristiques de l'étang (DE LA FORET DIVONNE, 1981). Le facteur principal de variation est la surface qui intervient par son carré. Un environnement forestier joue plus un rôle de protection contre l'insolation que d'abri contre le vent. Le volume d'eau intervient peu comparativement à la surface et au mode de restitution de l'eau ;

– de la climatologie locale, en particulier, de la moyenne des températures maximales de l'air (MOUILLE, 1982). Le réchauffement du ruisseau tend à diminuer lorsque cette moyenne augmente : l'étang restitue moins d'eau à cause des pertes par évaporation.

Enfin, le climat et le débit du cours d'eau concerné pourront accentuer ou minimiser le phénomène.

Aspects ichthyologiques

On assiste lorsque les plans d'eau sont en communication même périodique avec une rivière, à des réempoissonnements naturels. Même les grilles réglementaires (10 mm d'écartement) ne peuvent empêcher les dévalaisons qui ne sont pas seulement le fait des alevins mais aussi des adultes passant lors des débordements dus au colmatage. PORCHER (1975) a suivi sur le cours majeur de la Bresle, rivière de 1^{ère} catégorie piscicole, les introductions d'espèces compétitrices (gardon, rotengle, anguille) et prédatrices (perche, brochet) liées à la présence de plusieurs exutoires de ballastières. Elles apparaissent dès le premier d'entre eux et représentent une biomasse compétitrice non négligeable. Ainsi des gardons et rotengles sont mieux représentés que l'ensemble des espèces compagnes des rivières de première catégorie piscicole (vairon, chabot, loche).

EFFETS LORS DE LA VIDANGE

Aspects physico-chimiques

La vidange d'un étang comprend en général deux phases. La première consiste à évacuer peu à peu la plus grande partie de l'eau afin de faire baisser fortement le niveau alors que durant la seconde, une fois mis en place le dispositif de récupération du poisson, le reste est très rapidement évacué. Une pêche au filet est parfois couplée avec cette dernière phase.

L'évacuation d'un volume d'eau important et de ses composantes chimiques et biologiques entraînent de fortes variations sur le milieu aval. BOYD

(1978) en a fait une étude détaillée, en partant d'une série de vidanges d'étangs de 0,5 à 5 ha de superficie, utilisés pour l'élevage extensif de poissons-chats (*tableau 2*).

Tableau 2 Qualité des effluents d'étangs d'élevage de poissons-chats durant la vidange (d'après BOYD, 1978). Les concentrations sont données pour les phases d'écoulement lent, de vidange finale et pour la rivière en amont direct du rejet. DBO : Demande Biochimique en Oxygène, exprimant la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique ; DCO : Demande Chimique en Oxygène, complétant les mesures de la DBO en cas de pollution.

Table 2 Effluent quality of catfish farming ponds during emptying (after BOYD, 1978). Concentrations are given for slow outflow, final emptying and directly upstream of the outlet in the river. BOD : Biochemical Oxygen Demand giving the quantity of oxygen necessary to degrade organic material proportional to the amount of biodegradable organic material in water ; COD : Chemical Oxygen Demand supplementary to the BOD in the case of pollution.

	Matières en suspension mg/l	DBO mg/l	DCO mg/l	P-sol µg/l	P-total mg/l	NH4 mg/l	NO3 mg/l
Rivière	0,01	1,68	17,30	17,00	0,04	0,42	0,21
1 ^{ère} phase	0,08	4,31	30,20	16,00	0,11	0,98	0,16
2 ^e phase	28,50	28,90	342,00	59,00	0,49	2,34	0,14

Durant la première phase de l'opération le taux d'orthophosphates solubles augmente dans les effluents par mise en suspension des sédiments et le taux de N-NH₄ à la suite de l'augmentation du métabolisme des poissons. Durant la seconde phase les valeurs de tous les paramètres augmentent sauf celle des nitrates. On atteint les plus fortes variations pour les matières en suspension et l'oxygène.

En comparant ces valeurs avec celles mesurées dans la rivière en amont du rejet, on remarque que seules les valeurs des nitrates sont de même ordre de grandeur. Il y a donc au moins présomption de pollution, celle-ci peut être mieux cernée en calculant les effets d'une vidange théorique d'un étang type d'un hectare de superficie (BOYD, 1974). (*tableau 3*)

On voit que les valeurs les plus critiques sont atteintes pour les matières en suspension, bien qu'elles soient tolérables durant la première phase d'écoulement. Les mesures de DBO et DCO exprimant la quantité d'oxygène nécessaire à l'utilisation des matières organiques biodégradables par les micro-organismes indiquent également un déséquilibre notable d'après NISBET et VERNEAUX (1970) et celle des composés azotés dépassent les normes admises par la CEE (CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1978).

Tableau 3 Evacuation de polluants d'un étang d'élevage extensif de 1 ha (BOYD, 1984). On considère que 95 % du volume d'eau est évacué durant le premier stade de l'opération.

Table 3 *Pollutants outflow during the emptying of a 1 ha extensive fish production pond (BOYD, 1984), assuming that of the water volume is evacuated during the first part of the operation.*

	Écoulement (1 ^{er} stade)	Vidange (2 ^e stade)
Matières en suspension (Kg)	133,00	2 495,00
DBO (Kg O ₂)	71,00	25,20
DCO (Kg O ₂)	502,00	299,00
Orthophosphates (Kg de P)	0,26	0,52
Phosphates totaux (Kg de P)	1,82	0,42
NH ₄ (Kg N)	16,30	2,05
Nitrates (Kg N)	2,66	0,12

Aspects biologiques

KRUGER et PIOTROWSKA (1974) in WIENAWSKI (1990), étudiant l'effet de la date de vidange ont montré qu'en pleine saison de végétation l'eau d'écoulement entraîne non seulement les nutriments mais aussi le plancton vivant avec risque d'eutrophisation.

Toute mise en communication d'un plan d'eau avec une rivière entraîne automatiquement un repeuplement par les espèces d'élevage. Quels que soient les soins apportés aux opérations de vidange, les risques sont tels que l'on doit admettre ce repeuplement, même s'il est possible d'en minimiser la portée.

Discussion

L'objectif était de présenter les risques réels et potentiels sur la faune piscicole des rivières et si possible de les hiérarchiser. Certains effets peuvent avoir une influence indirecte et seront difficiles à mesurer. Il faudra enfin tenir compte non seulement des plans d'eau et de leur mode de gestion mais bien évidemment du type de rivière. Pour simplifier l'exposé, les deux périodes (évolage et vidange) seront successivement passées en revue.

Evolage

Durant la période de mise en eau, un des risques les plus forts est l'augmentation de température. Même si elle n'atteint qu'exceptionnellement 10 % de la valeur initiale. Les effets induits sont nombreux :

- diminution de la teneur en oxygène dissous et accélération des processus microbiens de décomposition aérobie ;
- action sur les biocénoses ; une augmentation de 3 à 4 °C de la température maximale moyenne peut entraîner un glissement typologique des cours d'eau d'environ une unité (VERNEAUX, 1977 *in* MOUILLE, 1982) avec installation d'un peuplement cyprinicole en rivière de première catégorie piscicole. Les salmonidés seraient soumis (PHILIPPART, 1974) à un état de stress physiologique réduisant leur activité alimentaire pour des augmentations de température estivale de 2 à 3 °C. On observera une disparition des invertébrés benthiques sténothermes et leur remplacement par des groupes dont le développement est stimulé par la température : mollusques et vers (CHARLON, 1972 *in* MOUILLE, 1982) ;
- action sur les pollutions : une augmentation de 1 °C de la température, accompagnée d'un pH basique, entraîne une croissance de la concentration en ammoniacque libre non ionisé et toxique (TRUSSELL, 1972). Par contre, on notera pour les rivières de 2^e catégorie piscicole un effet bénéfique possible avec eutrophisation donc enrichissement du milieu et accélération de la gamétogénèse chez certaines espèces (DETOLLONAERE et MICHA, 1980 *in* MOUILLE, 1982). Cela conduit en fin d'été à une taille plus forte des poissons donc une meilleure survie ultérieure.

Une directrice de la CEE (CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPEENNES, 1978) fixe les limites tolérables d'augmentation de température en fonction du type de cours d'eau (*tableau 4*).

Tableau 4 Recommandations de la CEE concernant les températures de rejets en fonction du type de rivière (** dérogations possibles en fonction du climat et des conditions géographiques particulières).

Table 4 *ECC recommendations concerning effluent temperature into to the type of rivers (** possible exceptions according to the climate and particular geographical conditions).*

	Eaux salmonicoles	Eaux cyprinicoles
Rejet/milieu naturel	< 1,5 °C	< 3 °C
Température maximale admissible	21,5 °C	28 °C**

Le rejet des matières en suspension, s'il est régulier, peut également avoir des influences très diverses. Sauf accident, les risques sont minimes et les valeurs mesurées sont généralement inférieures aux normes recommandées

par la CEE fixées à 25 mg/l maximum. Toutefois, il importe de considérer que les rejets de matière en suspension peuvent induire également la désorption de minéraux et composés organiques comme certains phytosanitaires (Lindane et Atrazine) pouvant occasionner des effets toxiques immédiats ou différés dans le temps.

Durant la phase de mise en eau d'un étang, on voit que les variations de température (influences plus ou moins indirectes mais nombreuses) pourront créer un déséquilibre du milieu. L'influence sera nettement plus néfaste sur les rivières à salmonidés très sensibles à la diminution de l'oxygène dissous. Le déséquilibre sera accentué par les fuites possibles de poissons dont toutes les espèces sont au moins compétitrices de la faune en place et seront favorisées par le déséquilibre du milieu.

L'impact va dépendre du type de plan d'eau : une ballastière sans communication avec le cours d'eau aura une influence moindre qu'un étang en dérivation. Ce dernier entraînera moins de perturbations qu'un étang de barrage car les influences maximales se produiront dans un canal de rejet avant l'arrivée dans le cours d'eau.

Vidange

Durant cette phase de gestion d'un étang, outre la remise en circulation d'éléments piégés par les sédiments, l'apport de matière en suspension amène le plus de risques pour la vie piscicole en aval du rejet. Si durant l'évolution les rejets sont inférieurs aux normes CEE (25 mg/l), la vidange entraîne l'apport de teneurs supérieures à 100 mg/l avec des risques immédiats ou différés.

Le plus direct est l'asphyxie dans certains cas de la majorité des poissons. Cet effet est accentué par un faible débit du cours d'eau et peut être fortement atténué par les modalités de la vidange (choix de la période, écoulement lent).

En cas d'opérations répétées, le risque est réel d'accentuer les effets d'une augmentation de température : passage d'un milieu salmonicole à un milieu cyprinicole à la fois par bouleversement de la faune d'invertébrés (LUTUN, 1979), colmatages des frayères creusées dans les graviers à la période des vidanges. On notera aussi les risques de diminution de la diversité faunistique et de la biomasse des invertébrés (NEVEU, 1980).

Le déversement de poissons entraîne un repeuplement de la rivière. Les effets seront là encore néfaste pour les rivières à salmonidés ou les eaux de type intermédiaire dans lesquelles pourront se produire des remplacements d'espèces (truite par chevaine et vandoise, chabot par goujon) et des introductions d'espèces nouvelles. Tout sera fonction des élevages effectués dans le plan d'eau. En rivière de deuxième catégorie piscicole, on n'observera qu'un renforcement des populations, éventuellement une diversification des espèces (PORCHER, 1975).

CONCLUSION

Un plan d'eau exerce un impact négatif sur les eaux courantes, surtout sur les rivières de première catégorie piscicole ; modification des caractéristiques physico-chimiques, introduction d'espèces. Cet impact s'exerce pendant la mise en eau (variation de température) et la vidange (rejets divers). Sur les cours de seconde catégorie, l'influence est plus faible et dans certains cas on note des conséquences favorables (lagunage naturel, enrichissement en éléments nutritifs, faible action sur la faune pisciaire en cas de repeuplement accidentel). Les effets sur les eaux courantes dépendent du type de plan d'eau et de son mode de vidange.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CÛTA F., STRAFELDA F., 1954. The second dissociation constant of carbonic acid between 60 and 90 °C. *Chem. Listy*, 48 : 1308-1313.
- ANONYME, 1976. Etude de l'impact thermique de ballatières situées près des cours d'eau de 1^{ère} catégorie piscicole. *Bull. Inf. CSP*, 103, 76-79.
- BOYD C.E., 1974. Water quality in Catfish ponds. *J. Mar. Sci. Alabama*, 2, 19-30.
- BOYD C.E., 1978. Effluents from Catfish ponds during fish harvest. *J. Environ. Qual.* 7 (1), 59-62.
- BREMOND R., VUICHARD R., 1973. *Paramètres de la qualité des eaux*. Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement, 178 p.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1978. Directive (78/659 CEE), concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons.
- DE LA FORET DIVONNE C., 1981. *Les étangs en Creuse : situation actuelle, comment réglementer leur création*. Mem. Fin Etud., PAMN, ENSA Rennes, 43 p.
- DRABINSKI A., 1980. Rola stawow rybnych w gospodarce wodnej zlewni rz. Baryczy, ZN Ak. Rol. Wrocław, *Melioracje*, 23, 128-136.
- LE LOUARN H., 1982. La prolifération des étangs et les problèmes posés. *Bull. Scient. Techn. INRA*, 19 p.
- LUTUN A., 1979. *Rôle des plans d'eau dans l'équilibre piscicole du département de l'Orne*. Mem. Fin Etud., ENITEF-Nogent sur verrisson, 66 p.
- MAREK J., WOJACZEK E., POLECHONSKI R., 1984. *Metale ciezkie w srodowisku stawowym*. Wrocław, Mat. Konf., N-T Stan i perspektywy gospodarki stawowej, Akad. Roln. Wrocław, 79-88.
- MOUILLE J., 1982. *Influence des plans d'eau sur les eaux courantes superficielles*. Publ. SRAE Lorraine, 38 p.
- NISBET M., VERNEAUX J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. *Ann. Limnol.*, 6 (2), 161-190.
- NEVEU A., 1980. Influence d'une fine sédimentation dans un canal expérimental sur la densité du macrobenthos, sa composition et sa consommation par des salmonidés. *Bull. Fra. de Pisc.*, 276, 104-122.
- PALISSON A., 1974. *Influence de la présence d'étangs ou enclos de pêche sur les caractères physico-chimiques et hydrobiologiques d'un cours d'eau*. Cas du St Florent, Pub. SRAE, Lorraine, 105 p.
- PHILIPPART J.C., 1974. Quelques aspects des effets biologiques des pollutions ther-

- miques en rivière. *Le Pêcheur belge*, août-octobre, 1974.
- PORCHER J.P., 1975. *Déséquilibres écologiques liés à l'implantation de ballastières sur des cours d'eau de première catégorie piscicole*. Communication présentée au 20^e congrès de l'AFL.
- STUMM W., MORGAN J.J., 1981. *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2nd Ed., J. Wiley & Sons, 790 p.
- SWINGLE H.S., 1961. Relationships of pH of ponds waters to their suitability for fish culture. *Proc. Pacific Sci. Congress*, 9 (10), 72-75.
- TRUSSEL R., 1972. The percent un-ionized ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. *J. Fish. Res. Board Can.*, 29, 1505-1507.
- WETZEL R.G., 1975. *Limnology*, W.B. Saunders Company, 743 p.
- WIENIANSKI J., 1990. *Ecologie de la production de poisson en étangs. Situation et rôle des étangs dans le bassin versant*. Symposium CECPI/OAA, Prague, mai 1990 (à paraître).