HAL
open science

Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne : l'Aston (Ariège)

Eric Chauvet

To cite this version:

Eric Chauvet. Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne : l'Aston (Ariège). Annales de Limnologie - International Journal of Limnology, 1983, 19 (1), pp.45-49. 10.1051/limn/1983005 . hal-01308114

HAL Id: hal-01308114

https://hal.science/hal-01308114

Submitted on 2 May 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Open Archive TOULOUSE Archive Ouverte (OATAO)
OATAO is an open access repository that collects the work of Toulouse researchers and makes it freely available over the web where possible.

This is an author-deposited version published in : http://oatao.univ-toulouse.fr/
Eprints ID : 9624

To link to this article : DOI : 10.1051/limn/1983005
URL : http://dx.doi.org/10.1051/limn/1983005

To cite this version : Chauvet, Eric Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne : l'Aston (Ariège). (1983) Annales de Limnologie - International Journal of Limnology, vol. 19 (n° 1). pp. 45-49. ISSN 0003-4088

Any correspondance concerning this service should be sent to the repository administrator: staff-oatao@listes-diff.inp-toulouse.fr

Annls Limnol. 19 (1) 1983 : 45-49.

Influence d'une réduction de débit sur un torrent de montagne : l'Aston (Ariège)

E. Chauvet[1]

La diminution et le désiquilibre de la population piscicole *(Salmo trutta fario)* sont les conséquences les plus évidentes de l'implantation d'un barrage sur un torrent pyrénéen (débit réservé de 100 l/s avec des lâchers d'eau imprévisibles).

Influence of a reduction in flow on a mountain river : The Aston (Ariège).

The reduction and disequilibriation of the fish population (*Salmo trutta fario*) are the most obvious consequences of the construction of a dam on a Pyrenean river (stored flow of 100 l/s coupled with unexpected discharges of water).

Introduction

Alors qu'il existe déjà dans les Pyrénées de nombreux barrages (E.D.F. et producteurs autonomes), peu de travaux concernant les conséquences écologiques de leur implantation sur les ruisseaux de montagne ont été publiés.

L'inévitable réduction de débit à l'aval de ces ouvrages intervient nécessairement sur la diversité biologique (faune et flore) et sur la productivité des milieux aquatiques comme le montrent les travaux de Lowe (1979), Holden (1979), Henricson et Müller (1979), Lillehammer et Saltveit (1979), Décamps et al. (1979), Williams et Winget (1979), et Grégoire (1981).

Le but de cette étude est de faire un constat des conséquences de l'implantation d'un barrage sur un torrent de montagne et de poser le problème des débits réservés et de leur régularité.

1. — Situation et caractéristiques du milieu étudié

Sur un affluent de la rive gauche de l'Ariège, l'Aston (fig. 1), E.D.F. a construit en 1956 le barrage de Riète (cote 1 085 m), d'une superficie de 75 000 m² et d'une capacité de 800 000 m³ ; le marnage y est de 15 à 18 m. Le débit réservé est de 100 l/s à l'aval du barrage. Les lâchers d'eau peuvent se produire de manière imprévisible à tout moment de l'année (fonctionnement de la cheminée d'équilibre). Pendant les crues, l'eau peut aussi être déversée par-dessus la crête du barrage lorsque celui-ci est déjà rempli.

Le barrage draine un bassin versant de 104 km², entièrement situé sur une zone métamorphique au cœur de la zone axiale des Pyrénées, constituée de gneiss, migmatites et schistes. Les débits (arrivant au barrage), notés pendant 18 ans, sont caractéristiques d'un régime pluvio-nival : débits minimaux enregistrés 0,574 m³/s (septembre 1966) et 0,434 m³/s (janvier 1973), débits maximaux 19,20 m³/s (juin 1972) et 19 m³/s (mai 1958) ; le débit annuel moyen est de 4 m³/s. Le turbinage s'effectue en permanence (2 m³/s).

La végétation est caractéristique d'une région montagnarde de tendance méditerranéenne ; tous les étages de végétation y sont représentés (de l'étage alpin aux sources, à l'étage méditerranéen au confluent avec l'Ariège).

Le bilan physico-chimique a été effectué pendant une année (un prélèvement par saison) le long de l'Aston et sur le Quioules. En fonction de la saison, la température dans l'ensemble du torrent varie de 0 à 9° C. Le pH est en moyenne neutre ou légèrement

1. Centre d'Ecologie des Ressources Renouvelables (C.N.R.S.), 29, rue J. Marvig, 31055 Toulouse Cedex.

Article available at http://www.limnology-journal.org
or http://dx.doi.org/10.1051/limn/1983005

acide (peu inférieur à 7). L'eau est constamment saturée en oxygène dissous. La minéralisation est très faible (conductivité de 25 μmhos/cm, en moyenne) et diminue d'amont en aval. L'alcalinité (moins de 10 mg/l $CaCO_3$) et la dureté calcique (de l'ordre de 10 mg/l $CaCO_3$) sont très faibles, ainsi que les teneurs en magnésium (0,4 mg/l), en sodium (1,3 mg/l) et potassium (0,5 mg/l). Les eaux sont peu chargées en sulfates (2 mg/l) et chlorures (1 mg/l en moyenne). Les teneurs en nutrients azotés (moins de 200 μg/l N-NO_3) et phosphorés (moins de 10 μg/l P-PO_4) sont également peu élevées et caractérisent des eaux exemptes de pollution.

D'une manière générale, il n'apparaît pas de différence entre les stations de l'amont et les stations de l'aval du barrage. Leurs eaux, très faiblement minéralisées, oligotrophes sont caractéristiques des ruisseaux supérieurs des régions granitiques ; elles sont l'indice d'une productivité biologique faible.

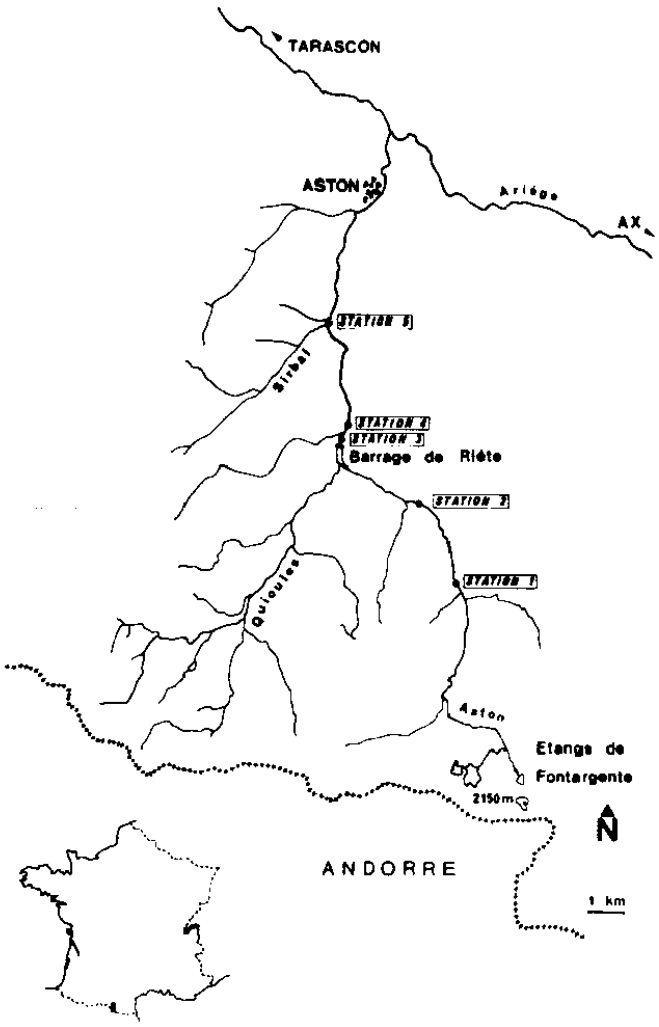

Fig. 1. Localisation des stations sur l'Aston.

2. — Stations et méthodes

Cinq stations ont été choisies sur l'Aston, deux en amont du barrage et trois en aval :

- Station 1 (Jasse de Laparan) à l'altitude 1 460 m.
- Station 2 (Jasse des Galis) à l'altitude 1 220 m.
- Station 3 (aval barrage) à l'altitude 1 050 m.
- Station 4 (Coudènes) à l'altitude 1 040 m.
- Station 5 (Sigueilles) à l'altitude 730 m.

Les deux premières stations sont les stations amont, de référence ; les stations 3 et 4, à l'aval immédiat du barrage, sont fortement influencées par la réduction du débit ; la station 5, située beaucoup plus bas, après le confluent du Sirbal, a un débit partiellement restauré par l'arrivée de plusieurs affluents.

Les invertébrés aquatiques ont été récoltés au filet Surber en novembre 1978 et février 1979. Le calcul d'indices a permis d'appréhender sous forme chiffrée la qualité et la diversité de cette faune benthique.

Des inventaires piscicoles ont été effectués par pêche électrique à l'amont (Trébegade ou Jasse des Galis) et à l'aval du barrage (Coudènes), en novembre 1978 et octobre 1979[2]. Nous avons utilisé la méthode des efforts successifs de pêche de De Lury (Seber & Le Cren, 1967).

3. — Résultats - Discussion

3.1. — Les invertébrés aquatiques

Les Nématodes et les Gastéropodes sont présents essentiellement à l'aval immédiat du barrage. Les Oligochètes sont représentés globalement, en amont par les Enchytraeidés, et en aval par les Naididés. Chez les Ephéméroptères, *Epeorus* et *Rhithrogena* qui dominent en amont sont remplacés en aval par *Ecdyonurus*, moins exigeant en oxygène. En ce qui concerne les Plécoptères, la diminution d'effectif de *Protonemura* en aval est à mettre en parallèle avec l'augmentation d'effectif d'*Amphinemura*, moins exigeant. Les Coléoptères, quasiment absents des

2. Les pêches électriques ont été réalisées avec le Laboratoire d'Ichthyologie Appliquée de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse.

stations 3-4, représentent en moyenne 10% de la faune totale des autres stations. De la même façon, les Trichoptères sont en général nettement moins abondants aux stations 3-4 qu'aux stations 2 ou 5 (densité absolue 6 à 7 fois plus faible) ; cette diminution est particulièrement sensible pour le genre *Micrasema*. Enfin et surtout, on observe une prédominance des Orthocladiinés et Diamesinés (Chironomidés) aux stations aval (60% de l'effectif total d'invertébrés).

L'Indice Biotique de Tuffery et Verneaux (1967) est maximal à toutes les stations. D'après l'indice de diversité de Shannon (Wilhm, 1972) où les limites correspondent ici aux unités systématiques de l'Indice Biotique, la qualité biologique du cours d'eau apparaît bonne ; on constate cependant une diminution assez nette de cet indice au niveau des stations 3 et 4, indiquant qu'à ces stations le peuplement est moins riche, moins diversifié : les Chironomidés, avec plus de la moitié des effectifs sont nettement dominants à ces stations. La remontée de cet indice à la station 5 prouve que, plus bas, les conditions du milieu redeviennent favorables. Les variations de l'équitabilité (Egloff et Brakel, 1973) montrent la même dégradation à l'aval immédiat du barrage et une amélioration à la dernière station. L'évolution de la cote moyenne d'abondance et du moment centre d'ordre 3 (Bournaud et Keck, 1980) présente deux pics, l'un à l'aval immédiat du barrage (station 3), l'autre à la dernière station (station 5) : ces deux stations sont plus riches en Chironomidés (groupe dominant). L'Indice de Jaccard (1902), indiquant de manière relative la liaison, la similitude entre deux stations, et classé par valeurs décroissantes (tableau II) met en évidence que les stations amont (1 et 2) sont plus liées à la station 5 qu'aux stations plus proches 3 et 4 ; la restauration partielle du débit à la station 5 rend les conditions du milieu plus favorables et comparables à celles des stations de référence.

Tableau I. Valeurs d'indices faunistiques aux 5 stations (Indice biotique, Indice de Shannon, Equitabilité, Cote moyenne d'abondance, Moment centré d'ordre 3).

	1	2	3	4	5
I Biotique	10	10	10	10	10
I Shannon	3.46	3.44	3.19	2.91	3.80
Equitabilité	0.81	0.71	0.66	0.62	0.73
Cote m. abondance	3.43	3.66	4.08	3.77	4.48
Mom. o. 3.	1.05	3.80	8.66	2.32	7.63

Tableau II. Nombre de taxons communs entre stations (en haut) et indice de Jaccard (en bas), classés selon l'ordre décroissant des valeurs

	1'	2'	5'	3'	4'
1'	21	18	17	11	9
2'	0.49	34	25	13	13
5'	0.27	0.36	60	29	24
3'	0.24	0.23	0.43	36	22
4'	0.21	0.25	0.36	0.49	31

3.2. — Les poissons

L'Aston est une rivière de 1ère catégorie halieutique (Salmonidés dominants) ; les espèces recensées sont la truite commune *Salmo trutta fario*, la truite arc-en-ciel *Salmo gairdneri* (quelques individus issus d'alevinage) et le vairon *Phoxinus phoxinus* (plusieurs individus provenant sans doute du barrage). Les calculs d'estimation de la densité du peuplement de truites conduisent aux résultats suivants :

Amont barrage (Trébegade) :

Nov. 1978 : 2 500 truites/ha (± 75),
soit une biomasse de 125 kg/ha
Oct. 1979 : 1 390 truites/ha (± 130),
soit une biomasse de 55 kg/ha
$\bar{m}$: environ 2 000 truites/ha 90 kg/ha

50 à 75% de la biomasse est « pêchable » (truites de taille supérieure à 18 cm). Les valeurs de densité et de biomasse peuvent être considérées comme moyennes à assez fortes (Vibert et Cuinat 1963).

Aval barrage (Coudènes) :

Nov. 1978 : 300 truites/ha (± 25),
soit une biomasse de 37 kg/ha
Oct. 1979 : 130 truites/ha (± 50),
soit une biomasse de 18 kg/ha
$\bar{m}$: environ 220 truites/ha 22 kg/ha

90 à 95% de la biomasse est « pêchable », ce qui est l'indice d'un peuplement déséquilibré. La densité et la biomasse sont très faibles, surtout compte-tenu des valeurs trouvées en amont.

L'histogramme de fréquence des classes de taille (*fig.* 2) paraît normal en amont, alors qu'en aval du barrage l'histogramme montre un déséquilibre très accusé du peuplement : il n'y a pas de classe de tailles faibles ou moyennes.

La détermination par scalimétrie de l'âge des truites à l'amont du barrage, en novembre 1978 donne,

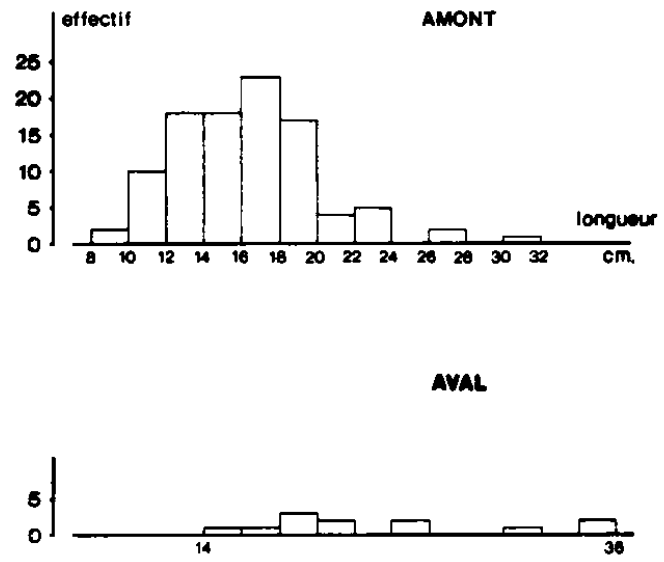

Fig. 2. Histogramme de fréquence des longueurs de truites, en amont et en aval du barrage.

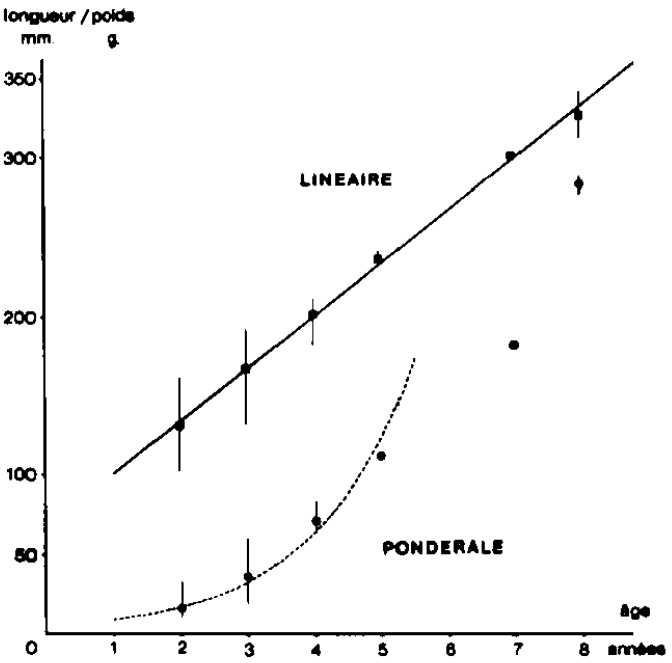

Fig. 3. Courbes de croissances linéaire et pondérale des truites, en amont du barrage.

avec les longueurs correspondantes, la régression linéaire suivante (*fig.* 3) :

$$L = 67{,}2 + 32{,}8\ t \text{ avec } r = 0{,}999$$

(L en mm, t en années).

Cette croissance est très lente (Cuinat, 1960) : 16,5 cm à 3 ans, mais elle est tout à fait comparable à celles enregistrées dans les rivières de la Haute Vallée d'Aure (Gayou & Simonet, 1978) : longueurs comprises entre 15,3 et 18,7 cm à 3 ans. Le recrutement semble rare (pas de truitelle 0^+ capturée), mais c'est un phénomène général dû à l'efficacité de pêche qui chute sérieusement dans ces premières classes de taille (individus trop petits non repérés, se plaquant au fond, ou passant à travers les mailles de l'épuisette).

Chez les espèces à grande ou moyenne longévité (cas de la truite), les courbes de croissance pondérale sont presque toujours sigmoïdes (Lamotte & Bourlière, 1975). La croissance pondérale pendant les premières années de développement, c'est-à-dire dans la partie de la courbe sigmoïde située au-dessous du point d'inflexion peut, dans certains cas, être décrite par un modèle exponentiel du type :

$$P = a \times e^{kt} \text{ (}fig.\text{ 3)}.$$

En se limitant aux premières valeurs (1^+ à 4^+) on obtient :

$$P = 4{,}34 \times e^{0{,}667\ t} \text{ avec } r = 0{,}991$$

(P en g, t en années)

Corrélativement à la croissance linéaire, la croissance pondérale est faible (32 g à 3 ans), mais comparable à celles des truites de la Haute-Vallée d'Aure (31 à 60 g à 3 ans).

4. — Conclusions

La réduction de débit à l'aval du barrage (100 l/s minimum au lieu de 2 m^3/s en moyenne à l'amont) n'entraîne pas de modification notable de la physicochimie des eaux.

En ce qui concerne la faune benthique, certains indices mettent en évidence une sensible dégradation de la qualité et de la diversité biologiques à l'aval immédiat du barrage (prédominance des Chironomides).

La population de truites voit son effectif diminuer à 10% et sa biomasse à 25% de ce qu'ils étaient à l'amont du barrage. La réduction de la vitesse du courant et surtout de la « surface mouillée » du torrent sont probablement les éléments responsables de cette diminution. Par ailleurs, le peuplement devient déséquilibré, avec une grande proportion d'individus âgés. La zone à l'aval immédiat du barrage, soumise aux brusques variations du régime et de la turbidité des eaux au moment des lâchers, est peu propice à la reproduction et à la vie des jeunes sujets.

Travaux cités

Bournaud (M.) et Keck (G.). 1981. — Diversité spécifique et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques au long des cours d'eau : le Furans (Ain). *Acta Oecologia, Oecol. Gener.*, 1 (2) : 131-50.

Cuinat (R.). 1963. — Techniques d'étude en biologie des pêches, I.N.R.A., 51 p.

Decamps (H.), Capblancq (J.), Casanova (H.) et Tourenq (J.N.). 1979. — Hydrobiology of some regulated rivers in the south-west of France. pp. 273-288, *In* James V. Ward and Jack A. Stanford (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.

Egloff (D.A.) et Brakel (W.M.). 1973. — Stream pollution and a simplified diversity index. *J. Water. Poll. Centr. Fed.* 45 (11) : 2269-2275.

Gayou (F.) et Simonet (F.). 1978. — Dynamique des populations de truites *(Salmo trutta fario* L.). Aménagements piscicoles en Haute-Vallée d'Aure. Thèse 3e cycle, Univ. Toulouse, 245 p.

Grégoire (A.). 1981. — Contribution à l'étude hydrobiologique d'une rivière aménagée, le Verdon (Alpes de Haute-Provence). Les lacs de barrage et les tronçons de cours d'eau à débit régulé. Thèse de Doctorat ès Sciences Naturelles, Univ. Aix-Marseille I : 213 p.

Henricson (J.) et Müller (K.). 1979. — Stream regulation in Sweden with some examples from Central Europe. pp. 183-200, *In* James V. Ward and Jack A. Stanford (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.

Holden (P.B.). 1979. — Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphases on the Colorado River, pp. 57-74, *In* James V. Ward and Jack A. Stanford (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.

Jaccard (P.). 1902. — Lois de distribution florale dans la zone alpine. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 38 : 69-130.

Lamotte (M.) et Bourlière (F.). 1975. — *Problèmes d'écologie : la démographie des populations de vertébrés*. Masson éd., 443 p.

Lillehammer (A.) et Saltveit (S.J.). 1979. — Stream regulation in Norway. pp. 201-214, *In* James V. Ward and Jack A. Standorf (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.

Lowe (R.L.). 1979. — Phytobenthic ecology and regulated streams. pp. 25-34, *In* James V. Ward and Jack A. Stanford (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.

Seber (G.A.F.) et Le Cren (E.D.). 1967. — Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36 (3) : 631-643.

Tuffery (G.) et Verneaux (J.). 1967. — Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Trav. Div. Qual. Eaux P. Pis., C.T.G.R.E.F., 23 p.

Vibert (R.) et Cuinat (R.). 1963. — Diagnoses démographiques sur les populations de poissons dans les cours d'eau à truites. Stud. Rev. Gen. Fish. Coun. Medit., 26 p.

Wilhm (J.). 1972. — Graphic and mathematical analys of biotic communities in polluted stream. *Annu. Rev. Ent.*, 17 : 223-252.

Williams (R.O.) et Winget (R.N.). 1979. — Macroinvertebrate response to flow manipulation in the Strawberry River, Utah (U.S.A.). pp. 365-376, *In* James V. Ward and Jack A. Stanford (Ed.), *The ecology of regulated streams*, New-York.