



Franche-Comté
Conseil régional



Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants.

Rapport des tranches 1 et 2 A Volet qualité physique et chimique



octobre 2015

Ce volet fait état des résultats obtenus de juillet 2012 à septembre 2015 en matière de qualité physique et chimique de la Loue et de ses affluents.

Les investigations in natura ont été réalisées par le laboratoire de Chronoenvironnement.

Les analyses chimiques ont été réalisées :

- *par le laboratoire de Chronoenvironnement pour les mesures in situ (température, pH, conductivité...) ;*
- *par QUALIO, laboratoire de prestation de services de l'Université de Franche-Comté pour les mesures en laboratoire en respectant les prescriptions de son accréditation COFRAC.*

Les analyses d'eau réalisées à Chenecey-Buillon dans le cadre des prélèvements d'eaux destinées à la consommation humaine dont il est fait état dans ce rapport ont été gracieusement fournies par la ville de Besançon.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	4
1. THERMOMETRIE ET REGIME THERMIQUE.....	6
Mesures de température réalisées en 2013 et 2014.....	6
Comparaison avec les exigences thermiques des salmonidés.....	7
Comparaison aux données antérieures.....	8
Bibliographie sur le régime thermique.....	12
2. QUALITE PHYSIQUE DE LA LOUE.....	14
Qualité physique à l'échelle habitationnelle.....	14
Bibliographie sur la qualité physique.....	19
3. NUTRIMENTS ET MATIERE ORGANIQUE.....	20
3.1. Analyse des nutriments et de la charge organique dans l'eau.....	20
3.2. Comparaison avec d'autres rivières karstiques du bassin rhodanien.....	30
<i>La Sorgue à l'Isle sur Sorgue.</i>	
<i>La Bourne à Choranche.</i>	
<i>Le Chéran à Rumilly.</i>	
<i>Le Chéran à Jarsy</i>	
3.3. Concentrations en nutriments dans les MES et les sédiments.....	39
Bibliographie sur les nutriments et la matière organique.....	46
4. SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RESULTATS.....	48

INTRODUCTION

L'analyse de l'édifice biologique de la Loue et de ses affluents met en évidence des altérations : les peuplements de poissons et de macro-invertébrés sont appauvris par comparaison avec les états antérieurs mais aussi par rapport aux potentialités écologiques de ce système aquatique (cf. volet capacités biogènes du présent rapport). Parallèlement, des proliférations algales et des colmatages de fond sont observés régulièrement.

Pour progresser dans la compréhension des causes de ces altérations, la qualité physique et chimique de la Loue et de ses affluents a été évaluée par la mise en oeuvre à plusieurs échelles des investigations suivantes (Fig. 1) :

- les variations de température ont été enregistrées dans 10 stations jalonnant la Loue ;
- la qualité des habitats a été caractérisée dans 8 stations et mis en perspective avec la qualité globale de l'ensemble du linéaire étudié, en particulier avec la ripisylve ;
- les teneurs en matière organique et en nutriments ont été analysées dans l'eau, les MES et les sédiments ;
- la turbidité et la conductivité ont été mesurées avec un pas horaire dans deux stations du Doubs et quatre de la Loue.

Des analyses complémentaires ont été réalisées dans certains affluents de la Loue (Fig.1). D'autres mesures ont été effectuées dans le Doubs avant les pertes qui alimentent la source de la Loue. En effet, l'analyse des données existantes en matière de flux d'azote et de phosphore dans le bassin versant de la haute et moyenne Loue (CHANEZ *et al.* 2014) indique que les déversoirs d'orage sont à l'origine de rejets d'eaux non traitées qui peuvent s'avérer très conséquents, la STEP de Pontarlier représentant par exemple à elle seule 50000 équivalent-habitants).

En première approche, la qualité mésologique de la Loue a été évalué sur le plan thermique et morphologique. En effet, ces deux composantes de l'état du milieu modulent de manière importante les capacités biogènes des cours d'eau.

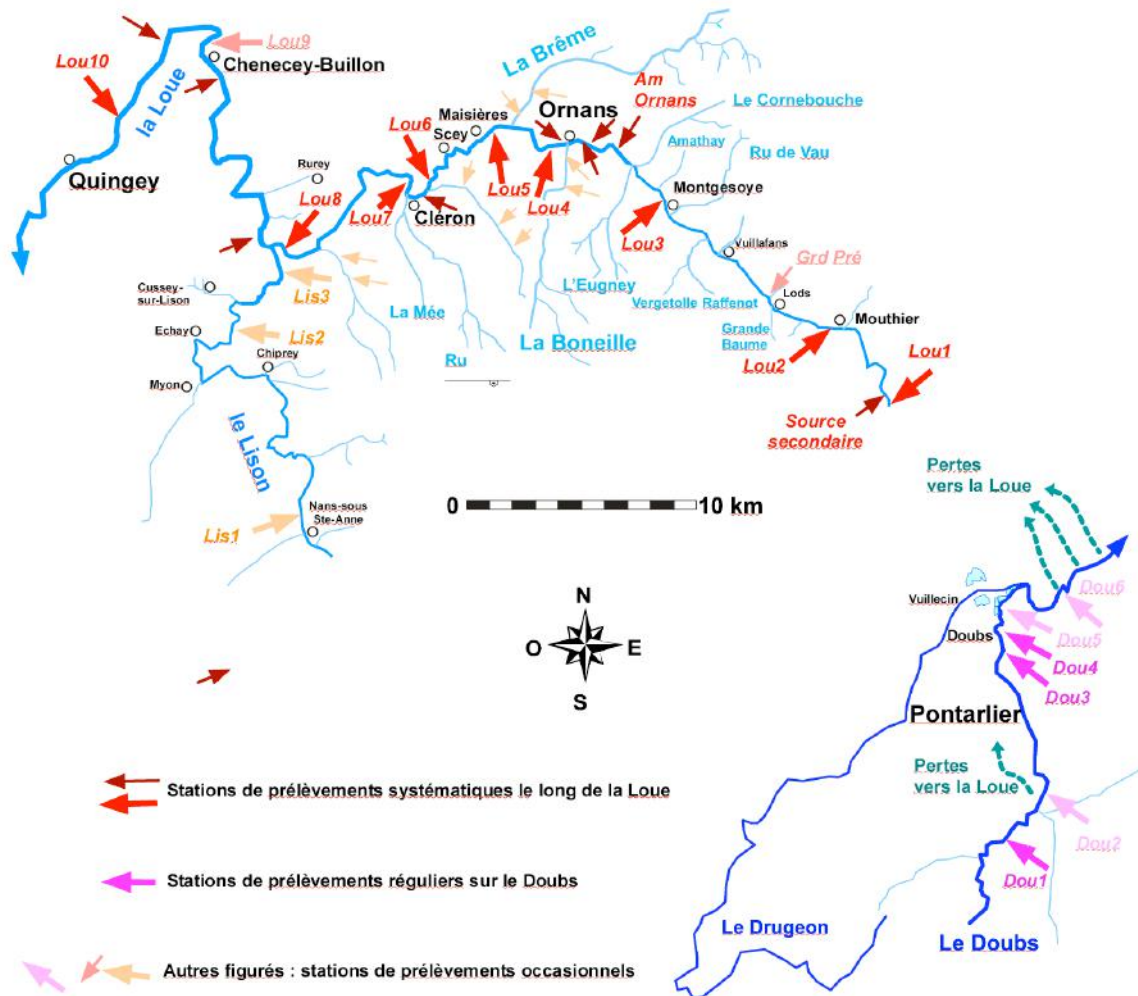


Figure 1. Localisation des stations de mesures et de prélèvements physiques et chimiques

1. THERMOMETRIE ET REGIME THERMIQUE

Mesures de température réalisées en 2013 et 2014

Des sondes thermiques à pas d'enregistrement horaire ont été installées en juin 2013 sur les 10 stations jalonnant le domaine d'étude. Les résultats obtenus montrent qu'en 2013 et 2014, la température estivale de la Loue n'a pas dépassé 16° dans la partie apicale. Dans la partie aval, elle n'excède jamais 20°C (Tab. 1 et 2).

	Do	Nb j >16°	Nb j >20°	Nb j > 22°	T° max	T° min	Tmax30j
LOU1	0,1	0	0	0	12,4	8,6	12,4
LOU2	5,4	0	0	0	12,6	8,5	12,5
LOU3	17,0	0	0	0	14,8	7,2	14,7
LOU4	23,7	0	0	0	15,5	6,5	15,4
LOU5	25,0	0	0	0	15,6	6,2	15,4
LOU6	28,8	14	0	0	17,2	5,7	16,6
LOU7	30,3	0	0	0	15,5	7,4	15,3
LOU8	41,3	38	0	0	18,1	6,2	17,5
LOU9	54,4	51	0	0	19,2	5,6	18,6
LOU10	58,9	54	9	0	21,2	5,1	20,5

Tableau 1. Indicateurs synthétiques du fonctionnement thermique de la Loue en 2013. Les mesures ont été réalisées selon un pas horaire du 1^{er} juillet au 31 décembre par des sondes disposées dans les 10 stations d'étude. Nb J> X° représente le nombre de jours où la température maximale journalière a dépassé X°C. T° max correspond à la température maximale enregistrée pendant la période de mesure. T° min indique la température minimale enregistrée pendant la période de mesures. Tmax30j fournit la valeur maximale de la moyenne des températures maximales mesurées pendant les 30 jours consécutifs les plus chauds de la période.

NB : en raison du régime hydrique (crues), les sondes thermiques n'ont pas pu être installées dans le cours d'eau plus tôt dans l'année.

	Do	Nb j >16°	Nb j >20°	Nb j > 22°	T° max	T° min	Tmax30j
LOU1	0,1	-	-	-	-	-	-
LOU2	5,4	0	0	0	12,3	8,494	12,3
LOU3	17,0	0	0	0	14,9	7,393	14,9
LOU4	23,7	0	0	0	15,9	6,839	15,9
LOU5	25,0	7	0	0	16,3	6,484	16,3
LOU6	28,8	33	0	0	17,9	5,847	17,9
LOU7	30,3	0	0	0	15,7	7,619	15,7
LOU8	41,3	23	0	0	16,7	6,331	16,7
LOU9	54,4	37	7	0	20,5	5,334	20,5
LOU10	58,9	45	17	0	21,4	4,895	21,4

Tableau 2. I Indicateurs synthétiques du fonctionnement thermique de la Loue en 2013. Les mesures ont été réalisées selon un pas horaire du 1^{er} janvier au 31 décembre par des sondes disposées dans les 10 stations d'étude. Nb J> X° représente le nombre de jours où la température maximale journalière a dépassé X°C. T° max correspond à la température maximale enregistrée pendant la période de mesure. T° min indique la température minimale enregistrée pendant la période de mesures. Tmax30j fournit la valeur maximale de la moyenne des températures maximales mesurées pendant les 30 jours consécutifs les plus chauds de la période.

Comparaison avec les exigences thermiques des salmonidés

D'après nos résultats, le régime thermique de la Loue a correspondu, entre 2013 et 2014, à celui d'une rivière à truite et à ombre.

En effet, la gamme de température enregistrée dans la Loue est du même ordre que celle réputée favorable à la croissance de la truite selon différents auteurs : FROST et BROWN (1967) indique une plage de 7°C à 19°C, ELLIOTT (1975) rapporte un éventail de 3,9°C à 19,5°C alors que JOBLING (1981) situe les températures favorables pour ces deux espèces entre 10°C et 15,5°C. Le préférendum thermique se situe autour de 15° C selon JENSEN (1990) ou de 13 ° C selon ELLIOTT *et al.* (1995) et LOBON-CERVIA et RINCON (1998). LARGIADER *et al.* (1996) considèrent quant à eux que la valeur de ce préférendum varie selon les souches de truites entre 13 et 16°C.

Dans les huit stations amont, les températures maximales n'ont pas dépassé 19°C ni en 2013 ni en 2014, ce qui correspond donc à la température maximale "de confort" pour la truite. D'autre part, les températures maximales journalières des deux stations aval n'ont que très rarement dépassé 20°C, et n'ont jamais excédé 22°C, ce

qui correspond à la température maximale de confort de l'ombre (PERSAT 1976, 1988, MALLET *et al.* 1999).

Ces résultats montrent que la température n'a pas constitué un facteur limitant le développement harmonieux des populations salmonicoles en 2013 et 2014. En outre, les mesures réalisées par le syndicat mixte de la Loue révèlent qu'en 2012 le régime thermique de la Loue apicale et médiane a également coïncidé à la gamme de températures favorables à la croissance de ces deux espèces.

Les résultats indiquent par ailleurs que la température estivale de l'eau de la Loue augmente lentement de l'amont à l'aval, à l'exception de la station 7 (Iles en Gon). Ce gradient assez faible est vraisemblablement lié à l'importance des arrivées karstiques tout au long de la Loue. L'inversion thermique observée dans la station Iles-en-Gon coïncide avec des phénomènes de rajeunissement typologique et montre l'importance de certaines exurgences.

Cette observation indique aussi que ces exurgences peuvent participer de manière significative, le cas échéant, aux transferts de contaminants vers la Loue à partir des plateaux calcaires qui composent une grande partie du bassin versant.

Comparaison aux données antérieures

Le régime thermique estival de la Loue en 2013 et en 2014 a été comparé à celui observé à d'autres époques en calculant les températures maximales moyennes des trente jours consécutifs les plus chauds. Les étés 2013 et 2014 s'avèrent plus frais que ceux observés antérieurement, comme par exemple en 1998 (Fig. 2 et 3).

Aucune différence statistique ne peut être mise en évidence entre les profils thermiques estivaux des années 2013 et 2014 (test t apparié, $p = 0,3227$). En revanche, chacun des profils thermiques enregistrés durant cette étude est statistiquement différent de celui observé en 1973 (test t apparié, respectivement, $p = 0,0018$ pour le couple 1973/2013 et $p = 0,0025$ pour le couple 1973/2014).

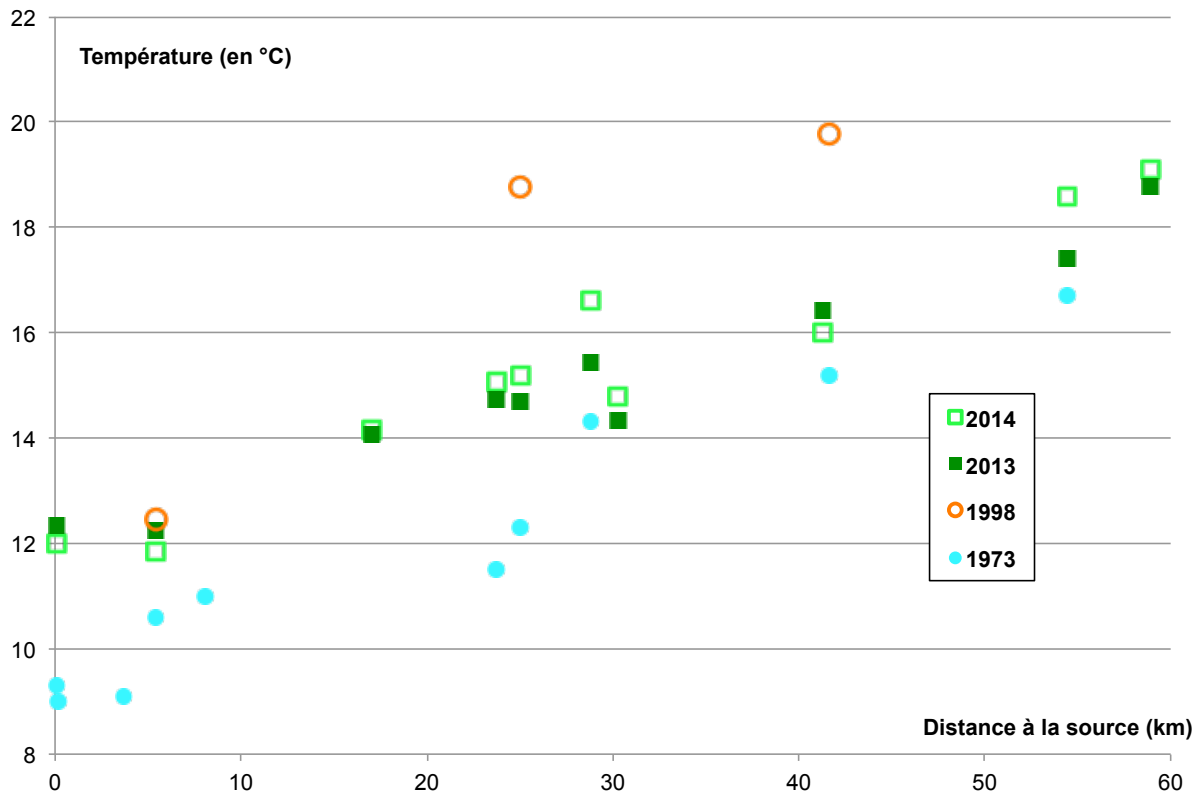


Figure 2. Evolution longitudinale de la température maximale moyenne des trente jours consécutifs les plus chauds le long de la Loue entre 1968 et 1972 (VERNEAUX 1973), en 1998 (DECOURCIERE et MARTIN 1998), ainsi qu'en 2013 et 2014 (données issues du présent travail).

Les mesures obtenues par le Syndicat Mixte de la Loue en 2012 sur la partie apicale de la rivière indique elle aussi des valeurs maximales nettement inférieures à 18°C correspondant à une année fraîche et humide. Les salmonidés ont ainsi bénéficié de trois années particulièrement favorables sur le plan thermique.

Toutefois, même si leur registre coïncide avec les gammes de valeurs optimales pour les truites et les ombres, les températures estivales mesurées en 2013 et en 2014 sont nettement plus chaudes que celles qui ont été rapportées en 1973 (Fig. 2). La différence observée au niveau de la source et des parties apicales est particulièrement intrigante.

Il est possible que ces écarts soient dus à des différences de protocole et de matériel de mesure. Ce point demanderait cependant à être vérifié, par exemple en étudiant les rapports isotopiques de l'oxygène dans des matrices constituant des archives, comme les tufs ou les sédiments dans la vasque de la source.

L'écart entre les températures maximales moyennes enregistrées durant la présente étude et celles relevées par VERNEAUX (1973) est maximal de la source jusqu'à

l'amont de Cléron. A l'aval immédiat de cette agglomération, nos mesures indiquent l'existence d'une série de résurgences qui refroidissent nettement la Loue.

Durant certaines années chaudes, l'écart entre les températures maximales moyennes mesurées sur la partie médiane du linéaire étudié et celles qui ont été enregistrées antérieurement (VERNEAUX 1973, DECOURCIERE et MARTIN 1998, CSP-DR5 1999) peut atteindre 4°C (Fig. 3). Néanmoins cet écart varie fortement d'une année et d'un site à l'autre. Il est plus couramment compris entre 0,5 et 2°C.

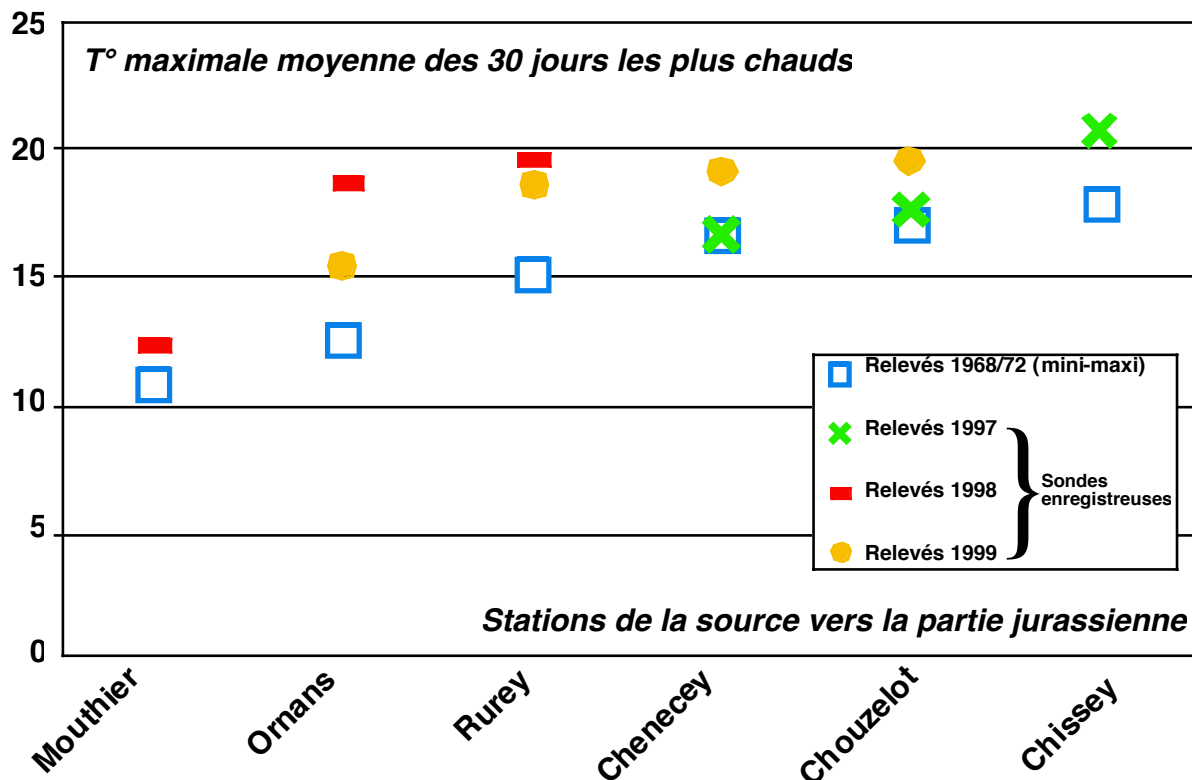


Figure 3. Evolution spatiotemporelle de la température maximale moyenne des trente jours les plus chauds le long de la Loue. Les données représentées sont issues de VERNEAUX (1973), DECOURCIERE et MARTIN (1998), CSP-DR5 (1999) in TELEOS (2002)

On observe donc une tendance au réchauffement estival, qui est également rapporté sur une grande partie des fleuves et grands cours d'eau français et européens (FLOURY 2013). Ce réchauffement est aussi mesuré dans les rivières karstiques (*chalk streams*) du Royaume Uni par WHITEHEAD et al. (2005) ainsi que par DURANCE et ORMEROD (2007 et 2009).

Les conséquences d'un réchauffement des eaux sur les écosystèmes aquatiques ne font pas l'objet d'un consensus dans la littérature scientifique. Le réchauffement des eaux est suspecté d'amplifier les effets de plusieurs mécanismes d'altérations et d'accroître la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques. Ainsi, d'après GORDON (2005), l'augmentation de la température de l'eau est susceptible d'augmenter le potentiel toxique de plusieurs pesticides, en particulier en augmentant l'effet immunodépresseur chez les poissons. Réciproquement, l'exposition du vairon

américain (*Pimephales promelas*) à un pyréthrianoïde, la cyfluthrine, réduit la tolérance de ses larves aux variations thermiques extrêmes (HEATH et al. 1994). A *contrario*, d'autres auteurs (MOTOMURA et NAHARASHI 2000) ont montré que l'intensité de l'impact des pyréthrianoïdes sur les poissons est inversement proportionnel à la température.

Parallèlement, dans les bassins versants des rivières karstiques britanniques, le réchauffement global jouerait un rôle d'amplificateur sur les transferts des intrants et en particulier de l'azote épandu sur les sols agricoles (WHITEHEAD *et al.* 2005). DURANCE et ORMEROD (2009) montrent quant à eux que ces cours d'eau voient l'abondance et la variété de leur benthos augmenter grâce à des efforts de réduction de ces intrants, alors même que leurs eaux se réchauffent. Ces auteurs pointent le risque de surinterprétation de la corrélation entre l'intensité des altérations des capacités biogènes des rivières karstiques et l'augmentation des températures lorsque d'autres facteurs d'altération, agissant à une échelle locale, s'exercent également comme se pourrait par exemple être le cas dans la Loue en raison de la présence de contaminants chimiques.

Dans le cas de la Loue, il conviendrait d'étudier les influences respectives du réchauffement global et de phénomènes locaux : la diminution des débits d'étiage du Doubs et du Drugeon en amont des pertes peut par exemple contribuer au réchauffement de leurs eaux et par voie de conséquence à celui de la source de la Loue.

Parallèlement, les effets de la modification des écoulements sur les plateaux et dans les ravins affluents sur les débits d'étiage et sur les températures maximales ne sont pas connus. Or, nombre d'affluents de la Loue ont été rectifiés et curés, tandis qu'une grande partie des plateaux a été creusée de fossés d'assainissement hydraulique.

Enfin, la gestion de la ripisylve et des franges humides peut aussi avoir un impact sur le réchauffement des eaux de la Loue en été, comme le suggèrent les informations recueillies lors de l'évaluation de la qualité physique du cours d'eau à l'échelle habitationnelle (cf. plus bas).

Bibliographie sur le régime thermique

- CHANEZ E, DEGIORGI F, LUCOT E. BADOT PM 2014. Les flux d'azote et de phosphore dans le bassin versant de la haute et moyenne Loue. Approche à partir des données institutionnelles disponibles. Rapport Laboratoire de Chrono-environnement, 123 p.
- CLEWS E., DURANCE I., VAUGHAN I. P., ORMEROD S. J., 2010. Juvenile salmonid populations in a temperate river system track synoptic trends in climate. *Global Change Biology*, 16: 3271-3283
- CSP DR5, 1999. *Etude piscicole de la haute et moyenne Loue*. Conseil supérieur de la pêche éd., 60 p. + annexes.
- DECOURCIERE H., MARTIN B., 1998. *Situation typologique et qualité écologique actuelle de l'hydrosystème Haute-Loue*. Mém. DESS Eaux Continentales. Univ. Fr.-Comté. 41 p.
- DURANCE I., ORMEROD S. J., 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13: 942-957.
- DURANCE I., ORMEROD S. J., 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54: 388-405.
- ELLIOTT J.M., 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *Journal of Animal Ecology*, 44: 805-821.
- ELLIOTT J.M., 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. *Stress and fish*, Pickering A.D ed., Academic Press London: 209-245.
- ELLIOTT J.M., 1984. Growth, size, biomass and production of young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream; 1966-83. *J. Anim. Ecol.*, 53: 979-994.
- ELLIOTT J.M., 1994. *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford, 286 p.
- ELLIOTT J.M., HURLEY M.A, 2001. Modelling growth of brown trout, *Salmo trutta*, in terms of weight and energyunits. *Freshwater Biology*, 46: 679-692.
- ELLIOTT J.M., HURLEY M.A., FRYER R.J., 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Funct. Ecol.*, 9: 290-298.
- FEIST S.W., PEELER E.J., GARDINER R., SMITH E., LONGSHAW M., 2002. Proliferative kidney disease and renal myxosporidiosis in juvenile salmonids from rivers in England and Wales. *Journal of Fish Diseases*, 25: 451-458.
- FROST W.E., BROWN M.E., 1967. *The trout*. Collins, St James Place, London, 286 p.
- GORDON C. J., 2005. *Temperature and Toxicology: An Integrative, Comparative, and Environmental Approach*, CRC Press: 338 p.
- HASNAIN S. S, SHUTER B. J., MINNS C. K., 2013. Phylogeny influences the relationships linking key ecological thermal metrics for North American freshwater fish species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 964-972
- HEATH S., BENNET W. A., KENNEDY J., BEITINGER T. L., 1994. Heat and cold tolerance of the fathead minnow, *Pimephales promelas*, exposed to the synthetic pyrethroid cyfluthrin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 437-440.
- JENSEN A.J., 1990. Growth of young migratory brown trout (*Salmo trutta*) correlated with water temperature in Norwegian rivers. *J. Anim. Ecol.*, 59: 603-614
- JOBLING M., 1981. Temperature tolerance and final preferendum - rapid methods for the assessment of optimum growth temperatures. *J. Fish. Biol.*, 19: 439-455.
- JUNGE C, VØLLESTAD LA, BARSON NJ, HAUGEN TO, OTERO J, SÆTRE G. P., 2011. Strong gene flow and lack of stable population structure in the face of rapid adaptation to local temperature in a spring spawning salmonid, the European grayling (*Thymallus thymallus*). *Heredity*, 106: 460-471.

- KAVANAGH K. D., HAUGEN T. O., GREGERSEN F., JERNVALL J., VØLLESTAD L. A., 2010. Contemporary temperature-driven divergence in a Nordic freshwater fish under conditions commonly thought to hinder adaptation. *BMC Evolutionary Biology*, 10: 350.
- LAHNSTEINER F, KLETZL M., 2012. The effect of water temperature on gamete maturation and gamete quality in the European grayling (*Thymallus thymallus*) based on experimental data and on data from wild populations. *Fish Physiology and Biochemistry* 38: 455–467.
- LARGIADER C.R., SCHOLL A., GUYOMARD R., 1996. The role of natural and artificial propagation on the genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.) of the upper Rhône drainage. In: KIRCHHOFER A. and HEFTI D. (Eds). *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland, 181-197.
- LOBON-CERVIA J., RINCON P.A., 1998. Field assessment of the influence of temperature on growth rate in brown trout population. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 127 : 718-728.
- MALLET J. P., PERSAT C. H., AUGER P., 1999. Growth modeling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:994-1000.
- MOTOMURA H., NAHARASHI T., 2000. Temperature dependence of pyrethroid modification of single sodium channels in rat hippocampal neurons. *Journal of Membrane Biology*, 177: 23- 39.
- PERSAT H., 1976. Principaux aspects de l'écologie de l'Ombre commun *Thymallus thymallus* (L.1758) (Poissons Salmonidés). Univ. Cl. Bernard Lyon I, Thèse Ille cycle, 69.
- PERSAT H., 1988. De la biologie des populations de l'Ombre commun *Thymallus thymallus* L. 1758 à la dynamique des communautés dans un hydrosystème fluvial aménagé, le Haut- Rhône français. Éléments pour un changement d'échelles. Thèse d'État, Univ. Lyon 1, 223 p.
- VERNEAUX J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse de Doctorat de l'Université de Franche-Comté, 257 p.
- WEDEKIND C, EVANNO G, SZEKELY T, POMPINI M, DARBELLAY O, GUTHRUF J., 2013. Persistent unequal sex ratio in a population of grayling (*Salmonidae*) and possible role of temperature increase. *Conservation Biology* 27: 229–234.
- WHITEHEAD P. G., WILBY R. L., BUTTERFIELD D., WADE A. J., 2006. Impacts of climate change on in-stream nitrogen in a lowland chalk stream: an appraisal of adaptation strategies. *Sci Total Environ*, 365: 260-73.
- WOOD C. M. MCDONALDN D. G., 1997. *Global Warming: Implications for Freshwater and Marine Fish*, Cambridge University Presse, 425 p.

2. QUALITE PHYSIQUE DE LA LOUE

Qualité physique à l'échelle habitationnelle

Les capacités d'autoépuration d'un cours d'eau dépendent de nombreux facteurs et notamment de sa qualité physique et en particulier de la nature ainsi que de la diversité de ses mosaïques d'habitats. Aussi, afin de mesurer d'éventuelles altérations ou limitations de la qualité physique de la Loue, une cartographie standard des mosaïques d'habitats a été réalisée suivant le protocole IAM (CSP DR 5 1996, TELEOS 2002a) pour chacune des 12 stations étudiées sur la Loue et le Lison (Fig. 4).

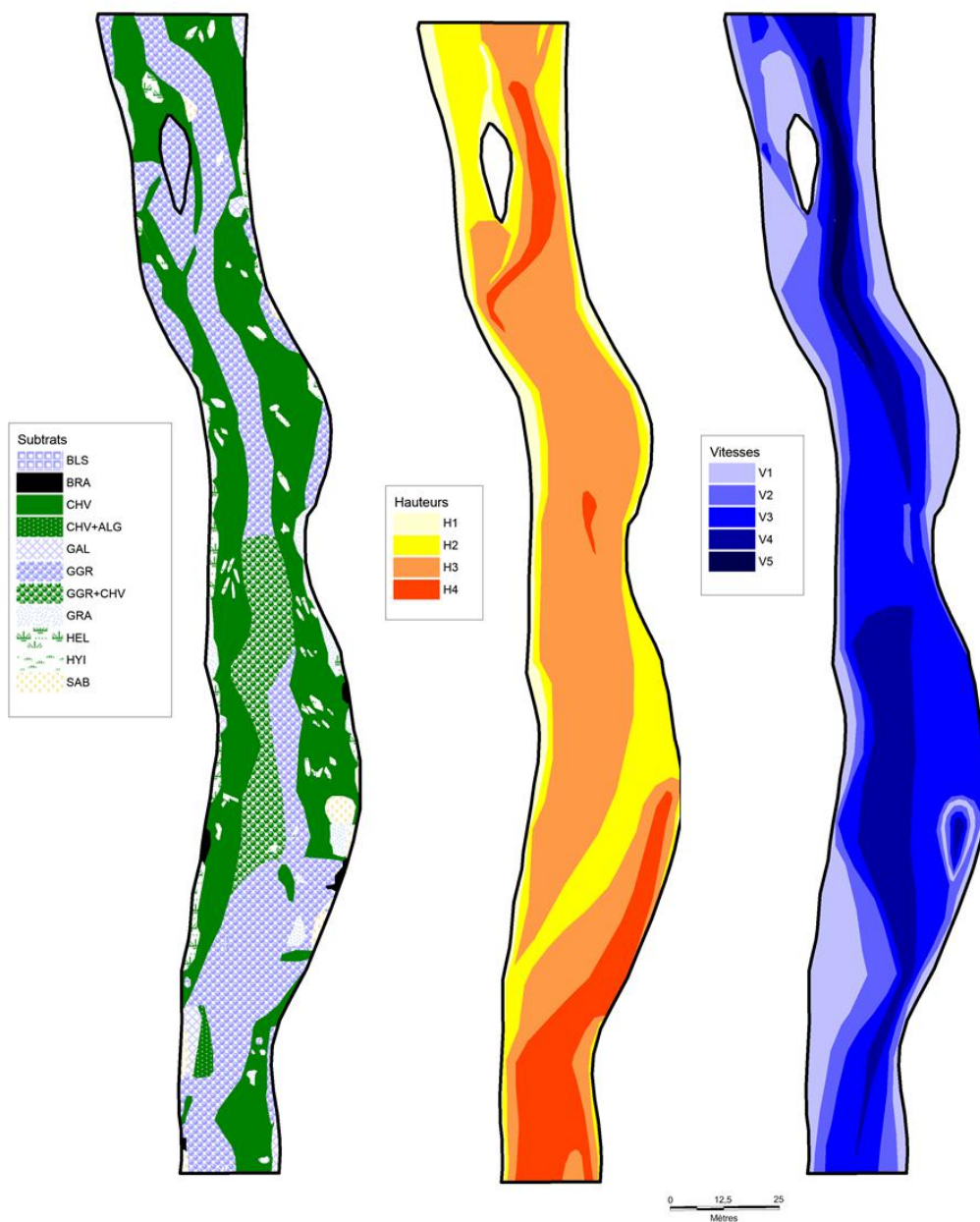


Figure 4. Cartographie standard des mosaïques de substrat-support, de profondeur et de vitesse de courant de la station LOU3 (exemple de Montgesoye)

Cette approche a permis de caractériser les habitats aquatiques de la Loue et du Lison ainsi que de déceler, dans certaines stations, des déséquilibres ou des altérations morphologiques (Tab. 3 et 4).

Stations	LOU1	LOU2	LOU3	LOU4	LOU5
Substrats					
BER = sous-verges	3,0%	-	-	0,1%	0,2%
BLO = blocs avec anfractuosités	6,2%	3,1%	0,0%	0,2%	-
BLS= blocs sans anfractuosités	6,2%	16,7%	0,1%	9,2%	1,7%
CHV = chevelus racinaires fins	76,1%	39,5%	45,2%	11,8%	13,4%
GAL = galets non jointifs	8,6%	3,5%	1,5%	38,1%	4,2%
GGR = galets et graviers	-	31,0%	43,5%	32,6%	45,8%
GLS = galets pavés ou jointifs	-	0,2%	-	4,6%	12,3%
GRA =graviers	-	4,6%	3,1%	0,6%	1,9%
HEL = hélrophytes	-	1,4%	3,2%	-	0,3%
SAB = sable	-	0,1%	1,6%	0,8%	1,1%
BRA = branchages immergés	-	-	0,4%	0,4%	0,3%
HYI = hydrophytes immergés	-	-	1,4%	-	-
DAL = dalles	-	-	-	0,2%	-
LIT = litières organiques	-	-	-	0,1%	0,4%
TUF = dalle tufeuse	-	-	-	1,3%	18,5%
Hauteurs d'eau					
< 5 cm	9%	8%	9%	1%	6%
6 à 20 cm	21%	8%	24%	8%	5%
21 à 70 cm	64%	64%	52%	42%	44%
71 à 150 cm	6%	27%	15%	49%	45%
> 151 cm					
Vitesses					
< 10 cm/s	14%	13%	23%	8%	28%
11 à 40 cm/s	30%	14%	19%	30%	31%
41 à 80 cm/s	40%	35%	36%	54%	24%
81 à 150 cm/s	13%	43%	20%	6%	16%
> 151 cm/s	2%	2%	2%	1%	
Indicateurs synthétiques					
Var. substrat	4	6	8	9	11
Var. profondeur	4	4	4	4	4
Var. vitesse	5	5	5	5	4
Attractivité (/100)	43	34	33	36	22
IAM	3438	4037	5328	6472	3845
Capacité habitationnelle	34%	34%	42%	53%	30%

Tableau 3. Description synthétique des mosaïques d'habitats et des capacités habitationnelles des 5 stations amont de la haute Loue

Dans la haute Loue, les capacités habitationnelles des stations étudiées sont comprises entre 30 et 50 % du potentiel et sont donc très en deçà des valeurs optimales rapportées pour les rivières calcaires de grande taille.

<i>Stations</i>	<i>LOU6</i>	<i>LOU7</i>	<i>LOU8</i>	<i>LIS1</i>	<i>LIS2</i>
Substrats					
BER = sous-berges	-	-	-	1,1%	-
BLO = blocs avec anfractuosités	1,0%	4,7%	1,9%	1,2%	1,6%
BLS = blocs sans anfractuosités	1,6%	1,1%	1,8%	0,1%	9,7%
CHV = végétation rase	14,9%	42,8%	33,7%	41,0%	47,8%
GAL = galets non jointifs	54,9%	12,7%	22,5%	53,4%	27,7%
GGR = galets et graviers	12,0%	33,0%	10,8%	2,4%	2,0%
GLS = galets pavés ou jointifs	-	-	-	-	-
GRA = graviers	5,9%	0,7%	0,5%	-	2,4%
HEL = héliophytes	-	1,2%	-	-	-
SAB = sables	1,4%	1,5%	1,1%	0,3%	4,6%
BRA = branchages immergés	0,1%	0,2%	0,4%	0,6%	0,1%
HYI = hydrophytes immergés	-	1,5%	17,7%	-	1,0%
DAL = dalles	3,2%	0,4%	7,9%	-	1,8%
LIT = litières organiques	1,3%	0,0%	0,1%	-	1,0%
TUF = dalle tufeuse	3,20%	0,2%	1,4%	-	0,5%
Hauteurs d'eau					
< 5 cm	2%	1%	2%	14%	5%
6 à 20 cm	7%	15%	9%	32%	29%
21 à 70 cm	58%	70%	71%	51%	65%
71 à 150 cm	31%	13%	18%	3%	1%
> 151 cm	2%	1%	-	-	-
Vitesses					
< 10 cm/s	14%	14%	24%	46%	47%
11 à 40 cm/s	34%	22%	41%	40%	46%
41 à 80 cm/s	41%	50%	24%	13%	6%
81 à 150 cm/s	10%	13%	9%	1%	1%
> 151 cm/s	1%	1%	2%	-	-
Indicateurs synthétiques					
Var. substrats	9	11	10	6	10
Var. profondeurs	5	5	4	4	4
Var. vitesses	5	5	5	4	4
Attractivité (/100)	41	36	34	46	39
IAM	8200	9000	6120	5152	6243
Capacité habitationnelles	65%	67%	42%	51%	56%

Tableau 4. Description synthétique des mosaïques d'habitats et des capacités habitationnelles de 3 stations de la haute et moyenne Loue et de 2 stations du Lison.

Les deux stations qui encadrent Cléron bénéficient de mosaïques d'habitat plus diversifiées et plus attractives (Tab. 4). Leurs capacités habitationnelles sont déficitaires mais atteignent les deux tiers des potentiels optimaux. En revanche, la qualité de l'habitat aquatique des stations étudiées sur les parties apicales et basales du Lison sont médiocres et ne dépassent pas 50 % des valeurs référentielles.

Ces résultats montrent un déficit marqué des branchages immergés et des sous-berges. Or, ces 2 composantes jouent un rôle biogène prépondérant dans le cas des rivières calcaires fraîches à fonds de galets et de graviers (*chalk streams*), car ces éléments ligneux fournissent des caches et des abris précieux. Ils témoignent aussi de la connectivité de la rivière avec ses franges humides.

Dans une rivière calcaire en équilibre avec ses berges et ses zones inondables, les abris et caches constitués par les branches et les racines immergées, ainsi que par les bois morts et embâcles, peuvent représenter 5 à 30% des fonds. Or, les surfaces relatives de ces éléments ligneux immergés sont, sur la totalité des 10 stations cartographiées, nettement inférieure à 1 %.

Les cartographies IAM réalisés en 2013 et en 2014 durant des étiages peu accentués et surtout de courte durée ne prennent pas en compte les colmatages induits par les algues coloniales filamenteuses, qui sont susceptibles de réduire la qualité habitationnelle des radiers et des plats, en colmatant les substrats pierreux, voire les herbiers d'hydrophytes.

Le linéaire des berges de la Loue supportant des arbres ou des arbustes varie, selon les secteurs, de 50 à 100 % avec une valeur moyenne de 71 % (Fig. 5).

Le diagnostic effectué par TELEOS (2002b) sur la Loue postulait que le défaut des éléments ligneux immergés (défaut démontré par les investigations actuelles) résultait essentiellement de la pauvreté de la ripisylve connective.

Ce déficit peut être rapproché des observations qui indiquent que la rivière présente une tendance à l'enfoncement et/ou à l'incision active des fonds, phénomènes qui sont également patents dans le cas du Lison. Ces processus tendent à déconnecter le cours d'eau de la ripisylve qui se retrouve alors perchée et dépérissante.

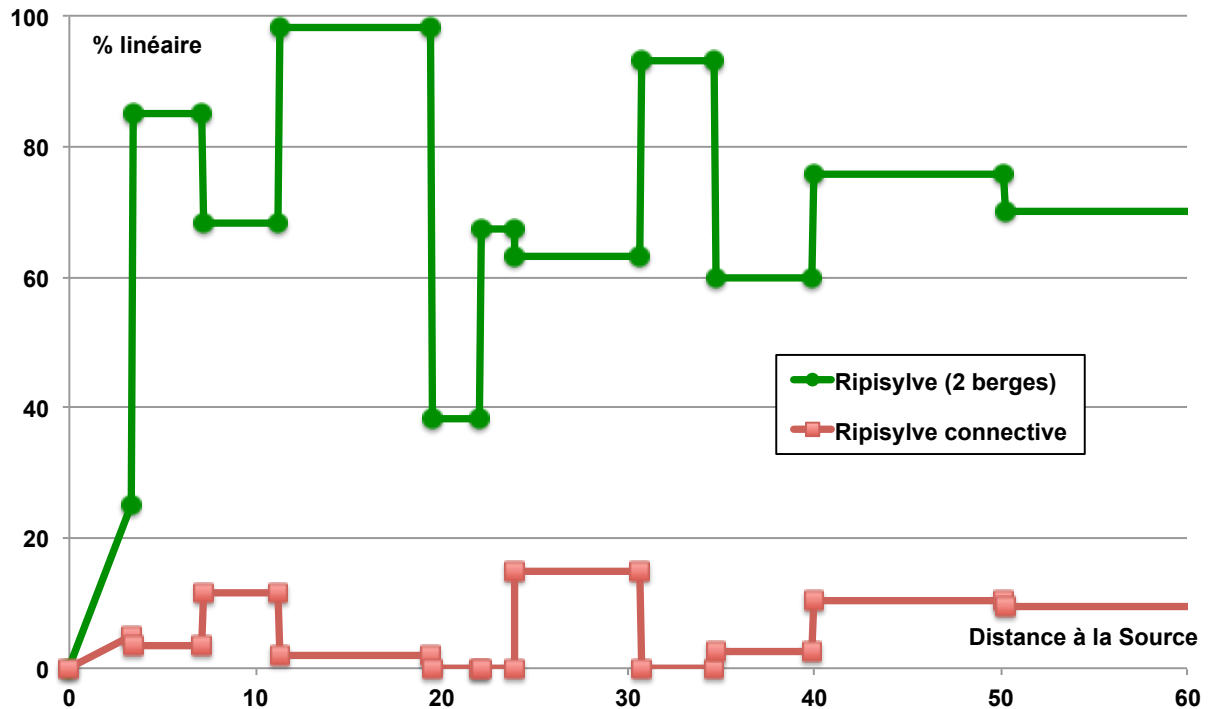


Figure 5. Proportion de berges supportant une frange arbustive ou arborescente (« ripisylve ») et proportion de ripisylve connective (d'après TELEOS 2002)

Il faut aussi insister sur le fait que la largeur moyenne des franges arbustives et arborescentes ne dépasse pas 3,5 mètre par berge pour la Loue. La ripisylve, souvent perchée, est donc réduite à un simple cordon, séparant mal les pâtures de la rivière. De plus, la banalisation de ces franges arborescentes étiques peut être accentuée par des plantations de peupliers ou par l'extension de plantes invasives (buddleia, balsamine des marais, érable Negundo...) concurrençant les essences autochtones, réputées plus biogènes (frênes, aulnes, saules ...).

En outre, la faible des embâcles observés dans l'eau pourrait être du à l'entretien et à l'enlèvement systématique des bois morts ou des arbres penchés.

Il faut aussi noter que cette simplification et cette banalisation de la ripisylve ainsi que des zones humides et des franges tampons qui lui sont associées n'est pas nouvelle puisqu'elle était déjà signalée il y a une douzaine d'années par l'étude Natura 2000 Loue-Lison (TELEOS 2002b).

Bibliographie sur la qualité physique

- BILBY R. E., WARD J. W., 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 118: 368-378.
- BRAVARD J.P., GILVEAR D.J. 1993. Structures hydro-géomorphologiques des hydrosystèmes in hydrosystèmes fluviaux. p 83-103.
- BRAVARD J.P., PETTS G.E. 1993 - Interférences avec les interventions humaines in hydrosystèmes fluviaux. p 233-253
- COLLIER K., BALLIE B., BOWMAN E., HALLIDAY J., QUINN J., SMITH B., 1997. Is wood in streams a dammed nuisance? *Water and Atmosphere* 5(3): 17–21.
- CSP DR5, 1994. Détermination de la qualité physique des systèmes d'eau courante : expérimentation sur le Doubs apical et ses affluents. Agence de l'eau RMC éd., 42 p. + ann.
- CSP DR5, 1996. *Protocole standard de description de l'habitat aquatique à plusieurs échelles emboîtées : méthodes tronçons et IAM*. Rapp. int. n° 06-96, 24 p. + ann.
- HARPER D., EVERARD M., 1998. Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management ? *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 8 (4): 395-413.
- HILDERBRAND, R. H., LEMLY A. D., DOLLOFF C. A., 1999. Habitat sequencing and the importance of discharge in dynamics in human-impacted stream systems. *Environ. Manag.* 30: 225–233.
- IMCHENETZKY A., 1926. Botanique : les associations végétales de la partie supérieure de la vallée de la Loue. Thèse d'Etat. Univ. Fr. Comté, Besançon, 120 p.
- MCHENRY, M.L., E. SHOTT, R.H. CONRAD, AND G.B. GRETTE. 1998. Changes in the quantity and characteristics of large woody debris in streams of the Olympic Peninsula, Washington, USA (1982-1993). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1395-1407.
- MURPHY M.L., HEIFITZ J., JOHNSON S.W., KOSKI K.V., THEDINGA J.F., 1986. Effects of clear-cut logging with or without buffer strips on juvenile salmonids. In Alaskan streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1521-1533.
- TELEOS 2002a. Détermination de la qualité physique des cours d'eau, Indice d'Attractivité Morphodynamique (IAM) version 2, en collaboration avec le CSP, 9 p.
- TELEOS, 2002b. Etude des potentiels écologiques aquatiques du site Natura 2000 "Loue - Lison". Pour la Diren Franche-Comté, dans le cadre de l'élaboration du document d'objectif Natura 2000. 90 pages + ann. + Atlas 16 cartes.
- WELCH, E. B., JACOBY, J. M., HORNER, R. R., SEELEY, M. R. 1988. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams, *Hydrobiologia*, 157: 161-168.

3. NUTRIMENTS ET MATIERE ORGANIQUE

Les importants colmatages par des algues filamenteuses qui sont observés régulièrement dans la Loue, en alternance avec d'épais feutrages d'algues benthiques suggèrent l'existence d'épisodes d'excès de nutriments. Les variations spatiales et temporelles des concentrations en nutriments et en matière organique dans la rivière ont été étudiées. Deux approches ont été suivies :

- les nutriments et le carbone organique ont été quantifiés dans plusieurs matrices : eau, MES et sédiments ;
- les variations saisonnières de l'hydroclimat ont été prises en compte, en particulier pour les analyses dans l'eau.

3.1. Analyse des nutriments et de la charge organique dans l'eau

Localisation	Station	Code	Intérêt	Nb
Ouhans	Source vasque	Lou1	Qualité de la résurgence / impact potentiel des eaux du Doubs amont et de Pontarlier	16
	Source latérale		Qualité arrivée karstique exurgence	16
Mouthier	Jardins	Lou2	Evaluation de l'autoépuration	16
Montgesoye	Peupleraie	Lou3	Evaluation de l'autoépuration / témoin amont avant Ornans	16
Ornans	Amont Ornans (base nautique)		Témoin avant Ornans	16
	Amont usine	Témoin avant rejet pluvial industriel	16	
	Aval usine et amont STEP d'Ornans	Impact après rejet pluvial industriel /"témoin" avant rejet STEP d'Ornans	8	
	Aval proche STEP d'Ornans	Impact après rejet STEP d'Ornans	16	
	Aval lointain STEP d'Ornans	Impact après rejet STEP d'Ornans	8	
	Homelon	Lou4	Evaluation de l'autoépuration	16
Maisières	N. Dame du Chêne	Lou5	Impact des arrivées karstiques (Brème)	16
Scey M.	Amont Cléron	Lou6	Témoin avant Cléron / arrivées karstiques	16
	Aval Valbois, amont Mée		témoin avant Cléron / arrivées karstiques	8
Cléron	Aval Cléron lles en Gon	Lou7	Impact Cléron/ arrivées karstiques	16
	Amont confluence Lison	Lou8	Evaluation de l'autoépuration / témoin amont confluence du Lison	16
Rurey	Aval confluence Lison		Impact Lison / témoin amont Chenecey	16
Chenecey	Amont Chenecey : Les Forges	Lou9	Témoin Chenecey /céréaliculture / karst	8
	Aval Chenecey : Le Moulin		Impact Chenecey /céréaliculture /karst	16
	Aval rejet STEP		Impact STEP	8
Cessey	Aval secteur d'étude	Lou10	Impact activités amont, autoépuration	16

Tableau 4. Localisation des stations de prélèvements et d'analyses de l'eau de la Loue

De février 2013 à janvier 2015, des prélèvements d'eau et des mesures *in situ* ont été effectués à plusieurs occasions (8 ou 16) sur 15 à 20 stations (Tab. 4 et 5).

La localisation des stations a été conçue pour mettre en évidence des perturbations potentielles. Les périodes de prélèvements ont été choisies pour obtenir des informations correspondant à plusieurs types de situation hydro-climatique.

Date	Q m ³ s ⁻¹	Hydrologie	Tendance	Saison	Météo
26/02/2013	11	Basses eaux	croissant	Hiver	Gel
11/03/2013	39	Crue	décroissant	Hiver	Fonte des neiges
15/04/2013	39	Crue	stable	Printemps	Froid sec
01/07/2013	13	Eaux moyennes	décroissant	Eté	Pluie
15/07/2013	8	Basses eaux	stable	Eté	Sec
29/07/2013	14	Eaux moyennes	croissant	Eté	Pluie
03/10/2013	10	Basses eaux	stable	Automne	Pluie
12/12/2013	10	Basses eaux	stable	Automne	Sec
18/03/2014	9	Basses eaux	décroissant	Printemps	Fonte des neiges
23/04/2014	5,5	Basses eaux	stable	Printemps	Sec
30/04/2014	9	Basses eaux	croissant	Printemps	Sec
12/05/2014	15	Eaux moyennes	croissant	Eté	Pluie
22/07/2014	20	Crue	décroissant	Eté	Pluie
31/07/2014	90	Crue	croissant	Eté	Pluie
14/10/2014	45	Crue	décroissant	Automne	Pluie
05/01/2015	70	Crue	décroissant	Hiver	Fonte des neiges

Tableau 5. Débits (Q = débit moyen journalier) et tendances hydro-climatiques durant les 16 campagnes de prélèvement effectuées dans la Loue entre février 2013 et janvier 2015

Ces campagnes ont permis de mesurer 16 à 28 paramètres (Tab. 6) à différentes périodes de l'année, dans différents sites et dans des conditions hydrologiques connues.

Paramètre	Indication	Nombre
Bicarbonates	Minéralisation naturelle et niveau trophique	16
Calcium	Minéralisation naturelle et niveau trophique	16
Fer	Minéralisation naturelle et niveau trophique	8
Magnésium	Minéralisation naturelle et niveau trophique	8
Manganèse	Minéralisation naturelle et niveau trophique	8
Potassium	Minéralisation naturelle et niveau trophique	8
Sodium	Minéralisation naturelle et niveau trophique	8
Sulfates	Minéralisation naturelle et niveau trophique	16
Strontium	Marqueur hydrogéologique	8
Fluorures	Marqueur hydrogéologique et indicateur de pollution industrielle	8
Chlorures	Minéralisation naturelle et indicateur de pollution domestique et routière	16
DCO	Cycle du carbone et de l'oxygène, pollution chimique	8
DBO2+5 non diluée	Cycle du carbone et de l'oxygène, pollution chimique	16
Carbone Organique Dissous	Cycle du carbone, pollution organique	16
Carbone Organique Total	Cycle du carbone, pollution organique	16
Carbone Inorganique Dissous	Cycle du carbone	8
Oxygène dissous concentration	Pollution organique / prolifération végétale	16
Oxygène dissous % de saturation	Pollution organique / prolifération végétale	16
pH	activité photosynthétique	16
Conductivité 25°C	Minéralisation naturelle	16
Matières En Suspension Totales	Turbidité / transport solide / transferts	16
Matières En Suspension Organ.	Turbidité / transferts / pollution organique	16
Azote Kjeldahl	Cycle de l'Azote / niveau trophique / charge nutritive	16
Ammonium	Cycle de l'Azote / charge nutritive / Redox	16
Nitrite	Cycle de l'Azote / charge nutritive / Redox	16
Nitrates	Cycle de l'Azote / niveau trophique / charge nutritive	16
Phosphore total	Charge nutritive / niveau trophique	16
Phosphates	Charge nutritive / niveau trophique	16

Tableau 6. Liste des paramètres mesurés entre février 2013 et décembre 2015 dans l'eau de la Loue prélevés sur 15 à 20 stations et au cours de 8 à 16 campagnes.

Les informations recueillies ont été utilisés pour :

- déterminer les variations spatio-temporelles et la nature de la minéralisation ;
- identifier des marqueurs hydrogéologiques dans le but de distinguer d'éventuels sous bassins ;

- mesurer des indicateurs de pollution organique ou de perturbation des cycles de l'oxygène et du carbone ;
- quantifier les taux d'azote et de phosphore dans l'eau ;
- caractériser la turbidité et le transport solide des fines.

La Figure 6 montre que les DBO5 restent toujours en deçà de la limite du très bon état (3 mg L^{-1}) fixée par la DCE. Les concentrations en carbone organique dissous varient quant à elles entre 1 et 3 mg L^{-1} . Sur un plan strictement réglementaire, ces deux données témoignent d'un très bon état écologique.

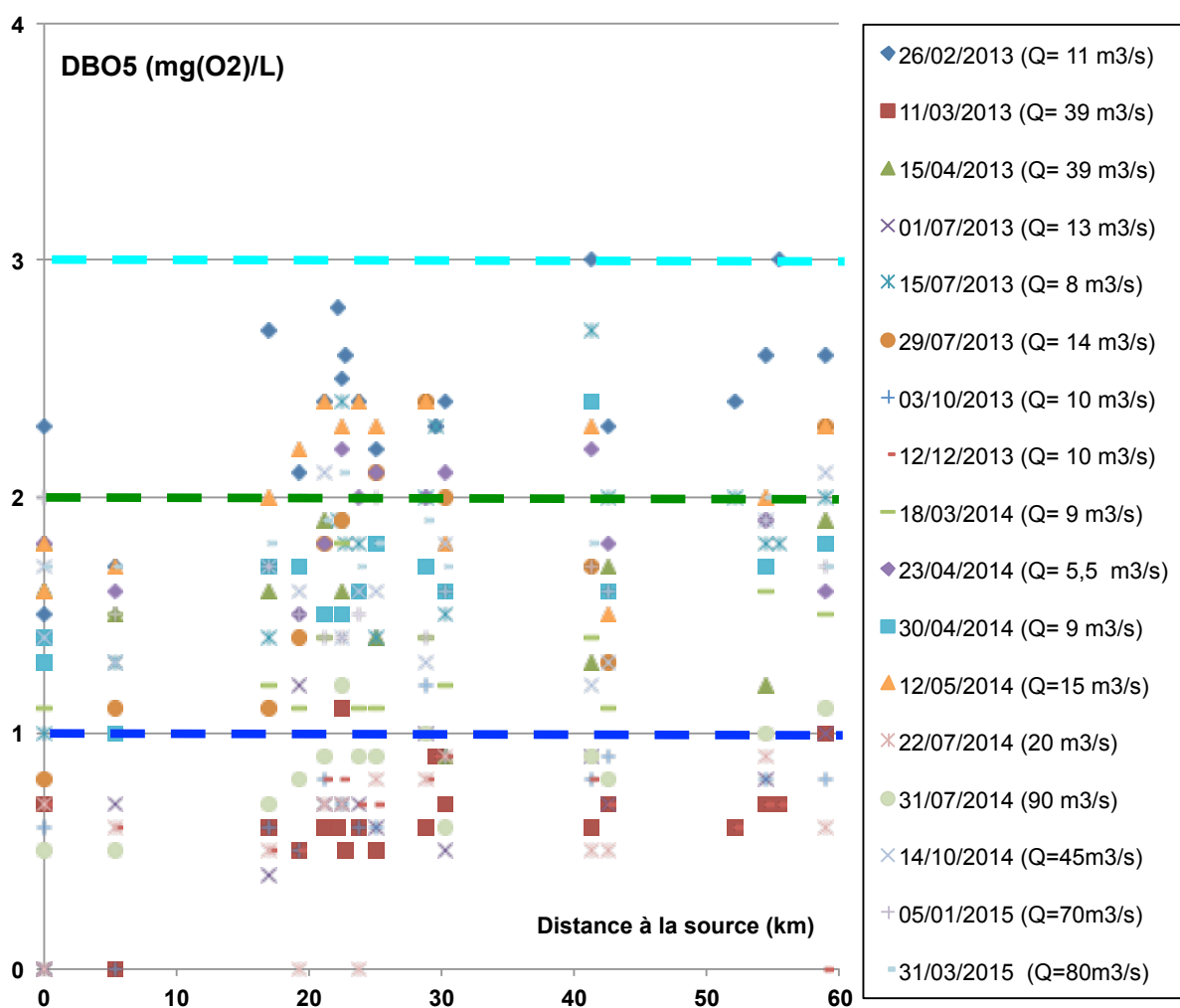


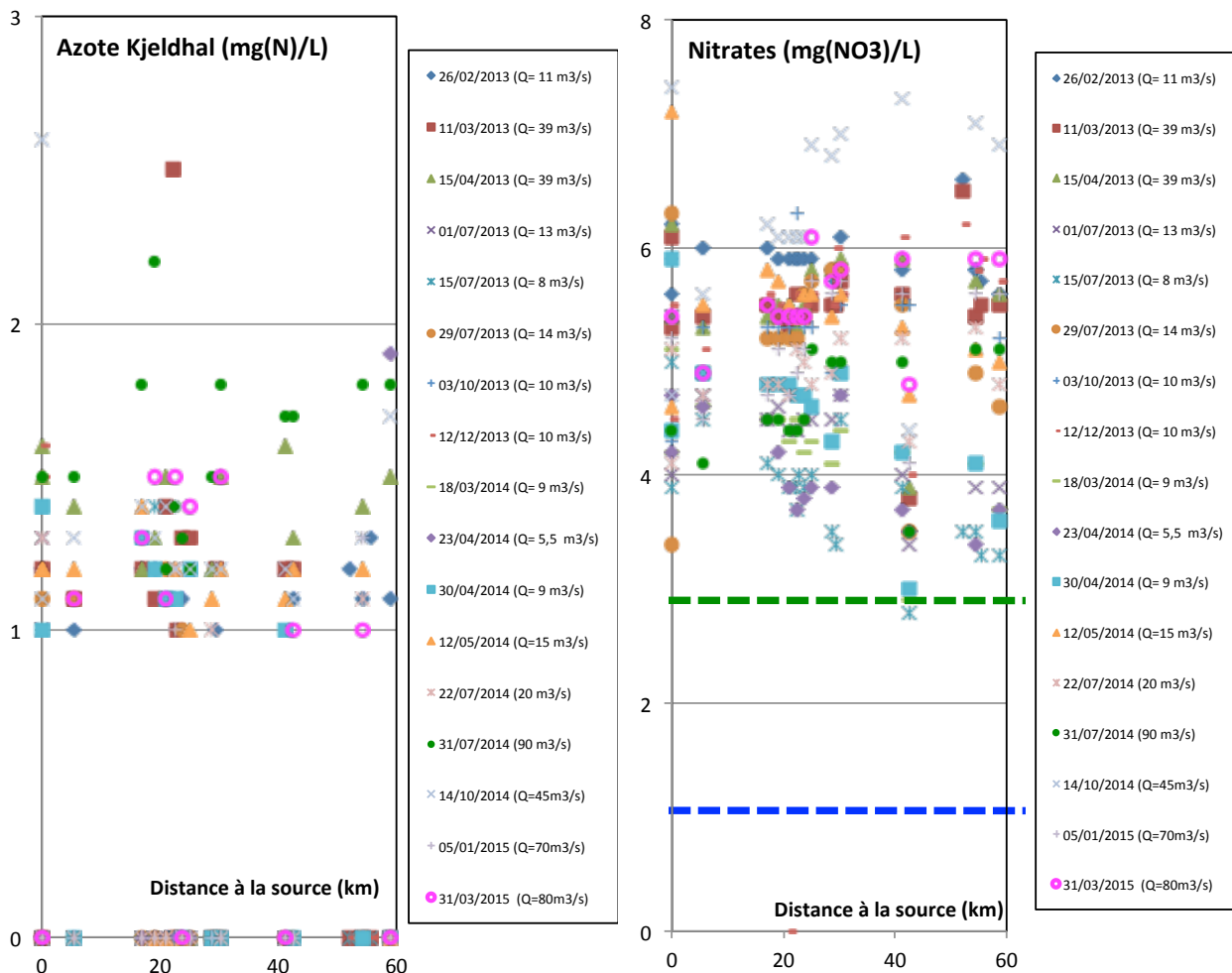
Figure 6. Variations spatio-temporelles des DBO5 mesurées durant 17 campagnes entre février 2013 et mars 2015 le long de la Loue ; en bleu ciel = limite supérieure du très bon état de la DCE ; en bleu marine et en vert = limites supérieures de l'état normal et acceptable pour une rivière à truite (NISBET et VERNEAUX 1970).

En revanche, d'après les normes biologiques proposées par NISBET et VERNEAUX (1970), seules les DBO5 inférieures à 1 mg L^{-1} correspondent à un état "normal" pour une rivière à truite. Cependant, la majeure partie des mesures effectuées dans

la Loue n'excèdent pas 2 mg L^{-1} et peuvent être considérées comme acceptables pour ce type de cours d'eau. Selon les mêmes auteurs, les valeurs de DBO5 comprises entre 2 et 3 témoignent d'une "pollution organique modérée".

Nos résultats montrent aussi que des valeurs faibles de DBO5 sont parfois observées alors que les teneurs en carbone organique total dépassent 2 mg L^{-1} . Dans ce cas, un phénomène d'inhibition de la décomposition de la matière organique par les bactéries, consommatrices d'oxygène, peut être suspecté.

En ce qui concerne les teneurs en azote, nos mesures indiquent que les concentrations en nitrates (Fig. 7) sont le plus souvent comprises entre 4 et 6 mg L^{-1} alors que l'azote Kjeldahl oscille entre 1 et 2 mg N L^{-1} .



On observe aussi que les teneurs en azote total mesurées en période de crue modérée sont en excès par rapport aux teneurs optimales ($< 1 \text{ mg L}^{-1}$) rapportées pour les rivières à truites. Les teneurs en nitrates sont faibles, mais elles dépassent systématiquement la gamme de valeurs optimales pour les rivières à truites et à ombres (entre 1 et 3 mg L^{-1}). On constate également que les teneurs en nitrates les plus élevées sont observées à la source (Fig. 7). Selon plusieurs auteurs (NRC 1978, USGS 1999), les concentrations en nitrates supérieures à 2,7 mg L^{-1} seraient généralement d'origine anthropique tandis que les concentrations supérieures à 4 mg L^{-1} seraient susceptibles de contribuer à l'eutrophisation.

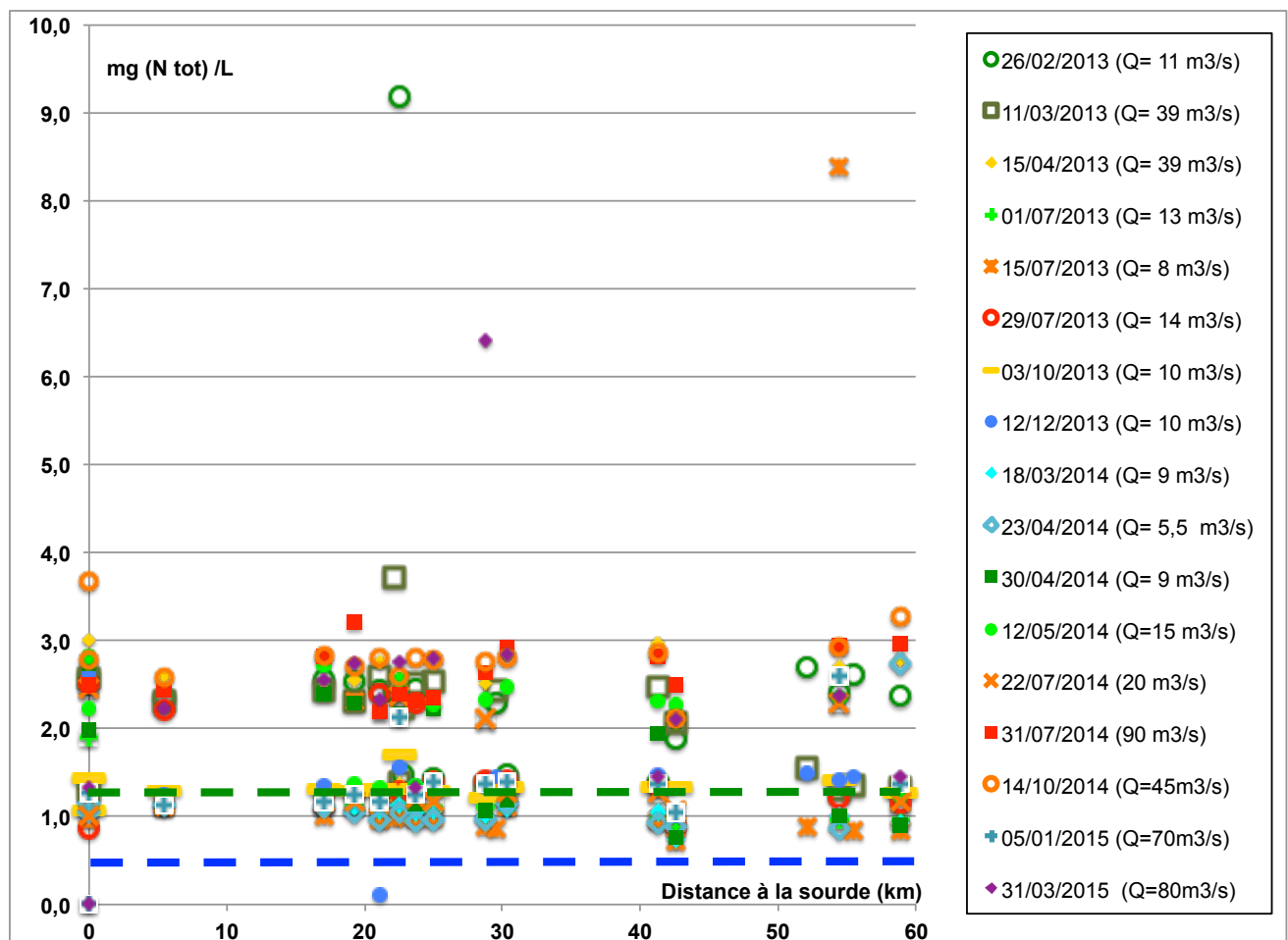


Figure 8. Variations spatio-temporelles des concentrations en azote total mesurées durant 17 campagnes entre février 2013 et mars 2015 : en vert, limite supérieure de bonne qualité environnemental pour les rivières à truites et à ombres dans les écorégions nord-américaines tempérées dominées par l'agriculture, et en bleu pour les écorégions nord-américaines tempérées dominées par les prairies et les forêts (US EPA 2000, CHAMBERS et al. 2012, EVANS-WHITE 2013).

La quasi-totalité des concentrations en azote total mesurées dans la Loue au cours des 17 campagnes de prélèvement (Fig. 8) dépasse 0,500 mg L^{-1} tandis que la grande majorité excède 1,2 mg L^{-1} . Or, ces valeurs sont considérées comme des

seuils de bonne qualité environnementale par les auteurs nord-américains, pour la totalité des écorégions qui composent le continent (US EPA 2000, CHAMBERS *et al.* 2012, EVANS-WHITE *et al.* 2013).

En ce qui concerne le phosphore total (Fig. 9), la quasi-totalité des concentrations mesurées sont inférieures à la limite de qualité retenue par la DCE ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$) pour définir le très bon état. En effet, si l'on écarte les prélèvements réalisés à l'aval immédiat du rejet de la STEP d'Ornans, qui sont sous son influence immédiate, seules 11 % des valeurs mesurées dépassent ce seuil de $0,050 \text{ mg L}^{-1}$ limite du très bon état écologique. Corrélativement, une seule mesure, elle aussi à l'aval du rejet de la STEP d'Ornans, dépasse la limite supérieure du bon état ($0,200 \text{ mg L}^{-1}$).

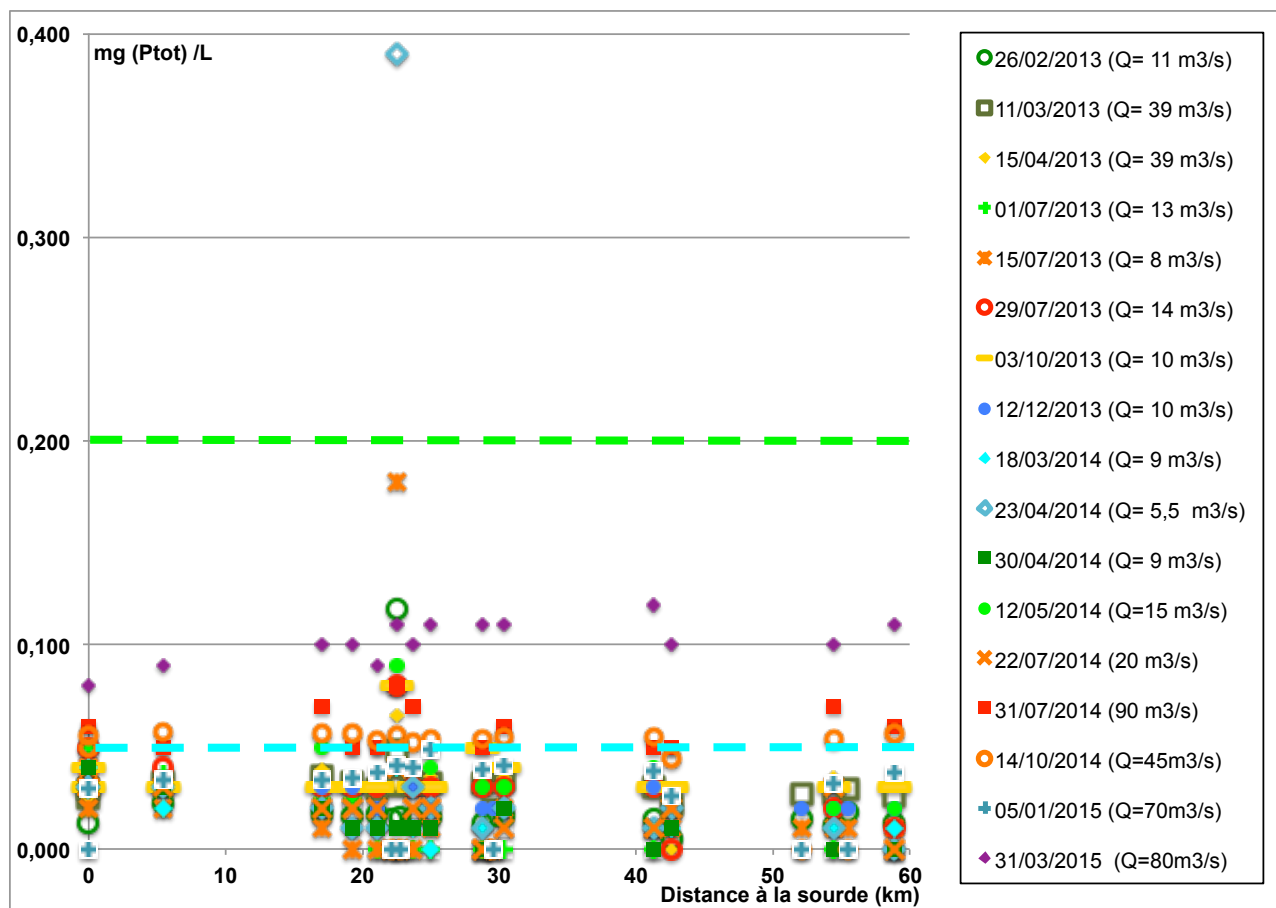


Figure 9. Variations spatio-temporelles du phosphore total mesuré durant 17 campagnes entre février 2013 et mars 2015 le long de la Loue ; en bleu ciel et en vert clair limites supérieures du très bon état et du bon état écologiques pour la DCE

Les concentrations mesurées dans la Loue sont également en deçà des limites maximales préconisées comme valeurs guides par les auteurs nord-américains pour la plupart de leurs écorégions (US EPA 2000, CHAMBERS *et al.* 2012, EVANS-WHITE *et al.* 2013).

Corrélativement, toutes les teneurs en phosphates mesurées sont inférieures à la limite supérieure du très bon état écologique défini par la DCE, sauf pour deux

prélèvements réalisés à l'aval immédiat de la STEP d'Ornans (Fig. 10). Les valeurs mesurées sont aussi inférieures aux limites des classes recouvrant les situations non polluées définies par NISBET et VERNEAUX (1970).

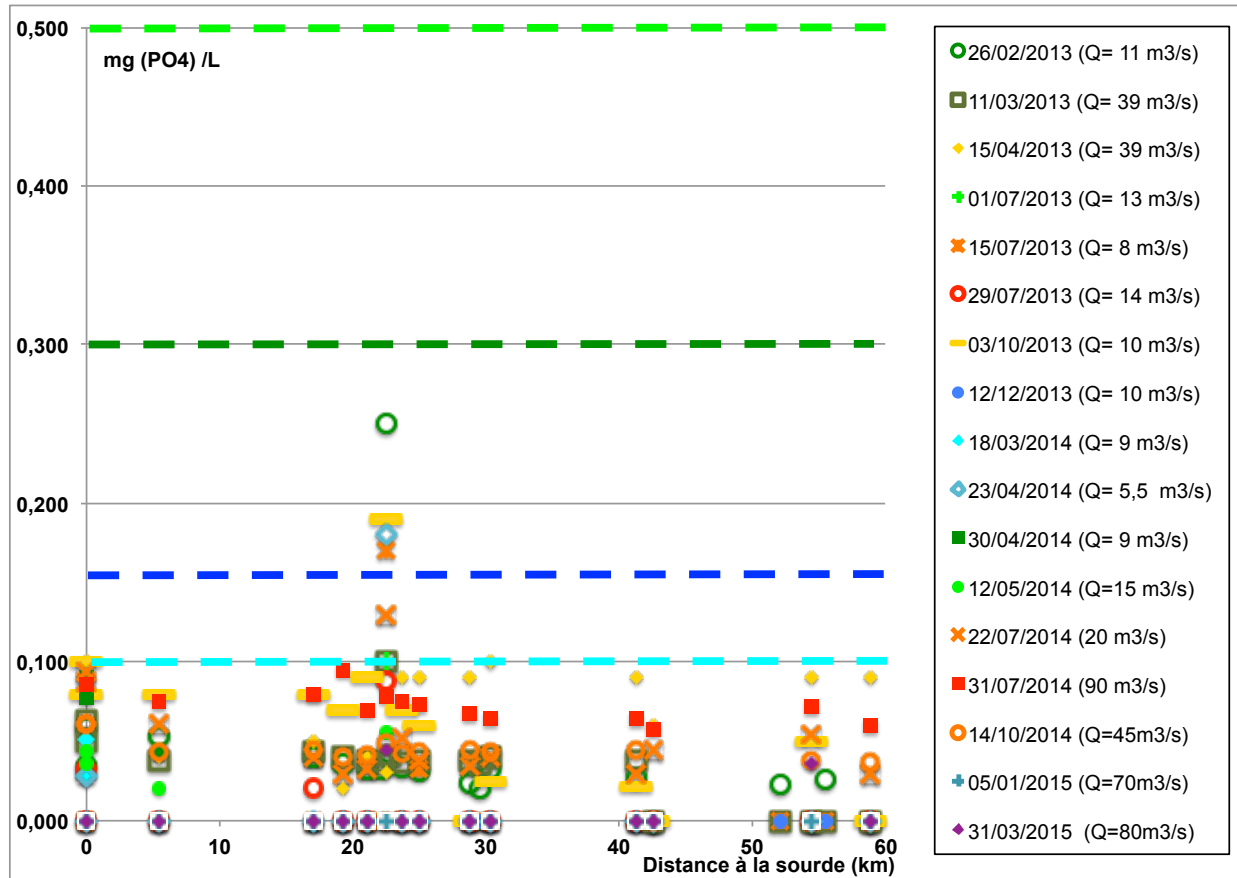


Figure 10. Variations spatio-temporelles des phosphates mesurés durant 17 campagnes entre février 2013 et mars 2015 le long de la Loue ; en bleu ciel et en vert clair limites supérieures du très bon état et du bon état écologiques pour la DCE ; en bleu foncé et en vert foncé, limites supérieures de classe pour les rivières moyennement productives à très productives non polluées selon NISBET et VERNEAUX (1970).

On remarque toutefois que, pour le phosphore total, les plus fortes valeurs sont observées durant les plus forts étiages (en dehors de l'aval immédiat du rejet de la STEP d'Ornans). Or, la période d'étude a été marquée par des débits soutenus avec une forte pluviométrie moyenne, mais peu d'épisodes de lessivages brutaux. Le lessivage continu des sols qui a marqué la période d'étude pourrait ainsi masquer d'éventuels pics de concentrations.

Les mesures de phosphates effectuées par la Ville de Besançon à Chenecey-Buillon sur eau non filtrée montrent qu'il arrive que la teneur en phosphates dépasse la valeur optimale pour les rivières à salmonidés (Fig. 11). Les concentrations témoignant d'un excès de phosphore minéral soluble surviennent durant les crues, avec ou sans arrachement d'algues. Elles peuvent dépasser 2 mg L⁻¹ et atteindre 3 mg L⁻¹ mais ceci concerne seulement trois valeurs en 10 ans et correspondant à de fortes crues (valeurs non représentées sur le graphe).

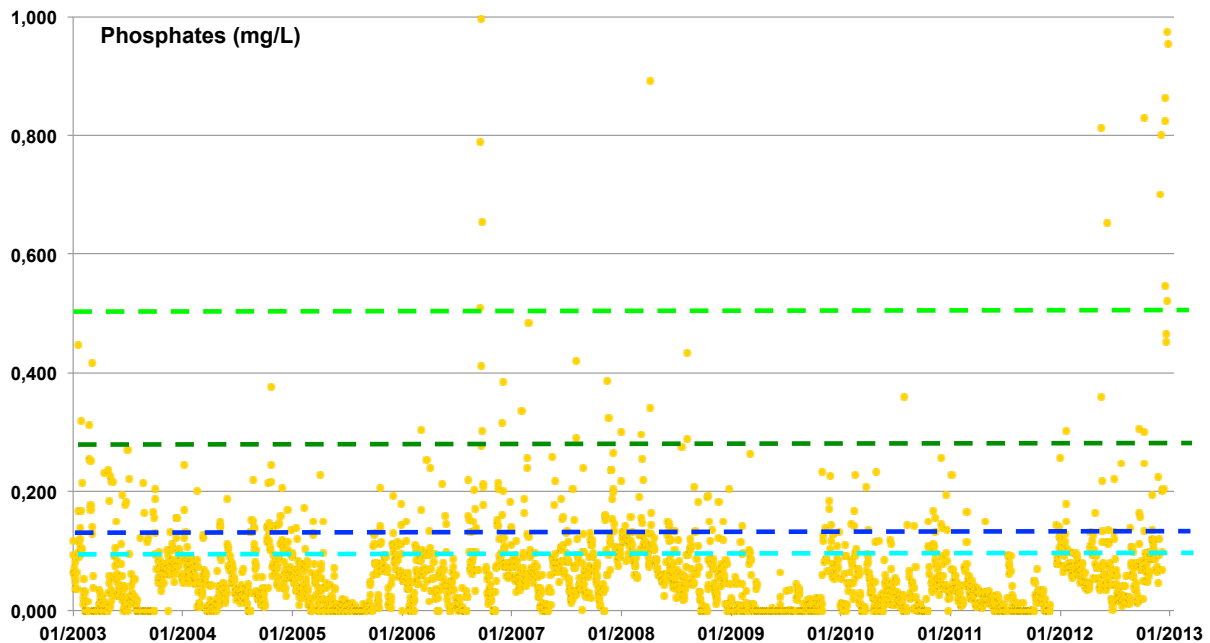


Figure 11. Variations temporelles des concentrations en phosphates d'eaux non filtrées mesurées entre 2003 et 2012 dans la Loue à Chenecey-Buillon (données Ville de Besançon, 200 à 260 mesures par an) ; en bleu ciel et en vert clair limites supérieures du très bon état et du bon état écologiques pour la DCE ; en bleu foncé et en vert foncé, limites supérieures de classe pour les rivières moyennement productives à très productives non polluées selon NISBET et VERNEAUX (1970)

Années	Nombre de mesures	n >0,1 mg/L	% >0,1	% >0,5	Etat DCE
2003	245	55	22,0	0,0	BON
2004	251	52	20,3	0,0	BON
2005	248	77	30,6	0,0	BON
2006	224	52	22,8	0,0	BON
2007	243	59	23,9	0,0	BON
2008	229	81	34,9	0,4	BON
2009	227	18	7,5	0,4	TRES BON
2010	226	30	12,8	0,4	BON
2011	227	5	1,8	0,4	TRES BON
2012	245	71	28,6	5,7	BON

Tableau 7. Nombre et fréquence des dépassements des seuils de très bon et de bon état écologiques relatifs à la concentration en phosphates des eaux de la Loue (non filtrées) réalisées à Chenecey Buillon (données fournies par la Ville de Besançon)

Ces mesures ayant été réalisées sur des eaux non filtrées, il est cependant possible que ces concentrations en phosphates aient été surestimées. Malgré cette limitation, les données recueillies à Chenecey indiquent une baisse très sensible des

concentrations moyennes en phosphate et de la fréquence des dépassements au cours de la période 2009-2011 (Tab. 7).

A contrario, les analyses de nitrates (Fig. 12) effectuées par la Ville de Besançon sur ce même site indiquent :

- des dépassements fréquents et saisonniers de la limite supérieure du très bon état écologique, sans jamais franchir la limite du bon état (50 mg L^{-1}) ;
- le dépassement quasi-systématique des limites de classes définies pour des rivières à truites et à ombres non polluées selon NISBET et VERNEAUX (1970) ;
- la seule plage temporelle où les concentrations en nitrates sont inférieures aux valeurs guide fournies par ces auteurs correspond à l'étiage accentué de l'année 2003 durant lequel les sols n'ont pas été lessivés pendant plus de 4 mois.

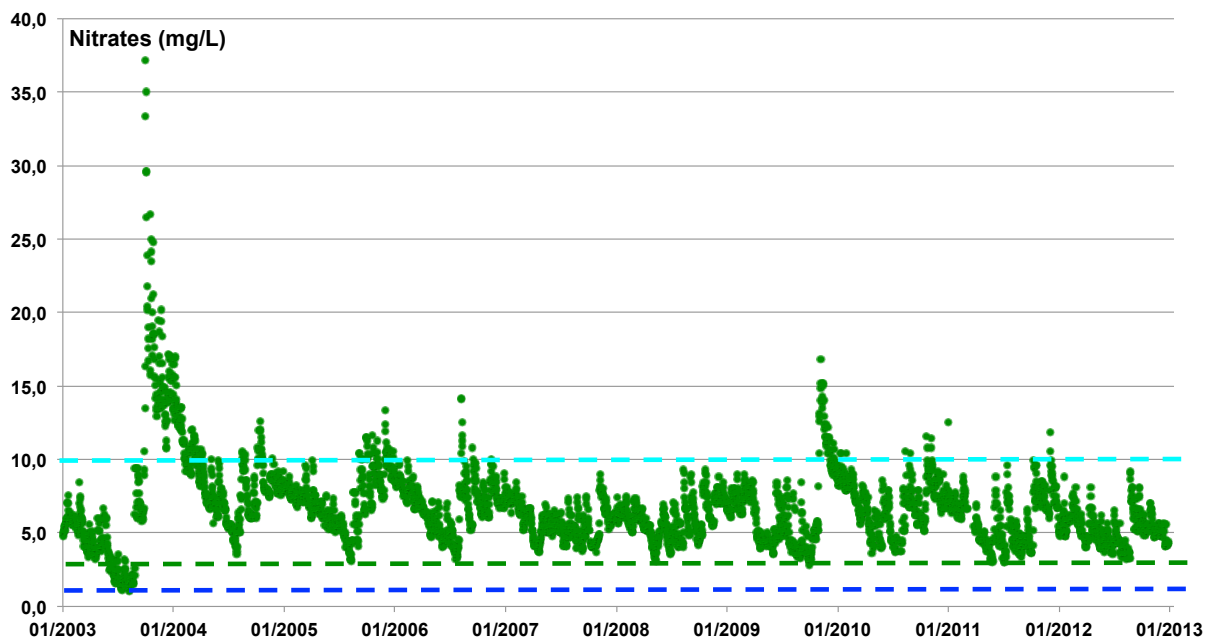


Figure 12. Variations temporelles des concentrations en nitrates mesurées entre 2003 et 2012 dans la Loue à Chenecey-Buillon (données Ville de Besançon, 200 à 260 mesures par an) ; en bleu ciel limite supérieure du très bon état écologique selon la DCE ; en bleu foncé et en vert foncé, limites supérieures de classe pour les rivières moyennement productives à très productives non polluées selon NISBET et VERNEAUX (1970)

D'après l'ensemble de ces résultats, il semble difficile de considérer que les colmatages des fonds par les algues benthiques sont induits sous le seul effet des concentrations en phosphore total dissous et en phosphates. DODDS *et al.* (1998, 2002) et EVANS-WHITE *et al.* (2013) estiment qu'il faut considérer, conjointement au phosphore, les teneurs azote total pour rendre compte des proliférations du phytobenthos dans les cours d'eau.

Dans certains cas, la composition et la productivité des communautés d'algues benthiques seraient plus particulièrement contrôlées par l'azote (CHAMBERS *et al.* 2012). En outre, des expériences de dépollution de rivières envahies par des algues

benthiques et des formations denses de macrophytes, ont montré que la diminution sensible de ces biomasses végétales n'advient que lorsque l'azote est également réduit, l'abattement de la charge en phosphore ne suffisant pas (SOSIAK 2002).

Les événements à l'origine des proliférations algales sont loin d'être compris. Il est par exemple possible que le phosphore soit véhiculé sous forme particulaire dans les MES conjointement à des excès d'azote. Les fines piégées dans les macrophytes ou des échanges avec l'eau interstitielle pourraient alors être impliqués (FROSSARD 2006). Des pics de phosphore soluble consécutifs à des lessivages pourraient survenir par intermittence dans la Loue et induire des proliférations à la faveur de la contamination azotée chronique. Les connaissances actuelles ne permettent pas non plus d'écarter *a priori* l'hypothèse d'un défaut de consommation par les macroinvertébrés dont les populations sont significativement réduites dans la Loue. Les trois processus ne sont pas exclusifs et pourraient agir conjointement.

Les campagnes d'analyses réalisées dans la présente étude confirment les tendances observées par les réseaux de mesure existants qui opèrent à Chenecey et à Mouthier avec une fréquence plus faible :

- les concentrations en phosphates et en phosphore total diminuent régulièrement ;
- les teneurs en nitrates dépassent les concentrations optimales du point de vue biologique pour les zones à truites (NISBET et VERNEAUX 1970) ;
- l'augmentation de la conductivité est constante depuis les années 1970.

3.2. Comparaison avec d'autres rivières karstiques du bassin rhodanien

Les caractéristiques chimiques des eaux de la Loue ont été comparées avec celles d'autres rivières karstiques sub-fonctionnelles du bassin rhodanien. Une telle approche apporte des éléments pour évaluer la vraisemblance des hypothèses avancées et le cas échéant estimer le poids relatif des processus évoqués ci-dessus.

La Sorgue à l'Isle sur Sorgue.

Selon les avis d'experts et les observateurs de terrain, les dysfonctionnements constatés dans la Sorgue sont moins flagrants que ceux enregistrés dans la Loue. La Sorgue à l'Isle sur Sorgue n'est pas exempte de contaminations. Néanmoins, plusieurs indicateurs montrent que ses capacités biogènes se restaurent depuis une vingtaine d'années. En particulier, les notes IBGN atteignent régulièrement 20/20 (Fig. 13), les colmatages algaux sont de plus en plus rares, et les biomasses salmonicoles montrent une tendance à l'augmentation.

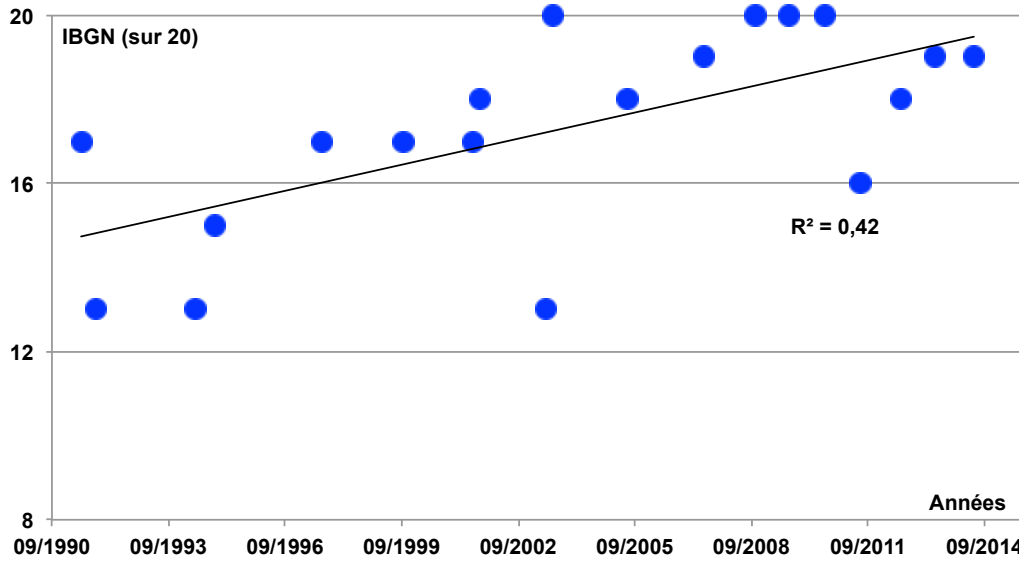


Figure 13. Evolution temporelle des notes IBGN de la Sorgue à l'Isle sur Sorgue (données AE RMC)

Comme dans le cas de la Loue, les mesures de type réseaux montrent une nette tendance à la baisse du phosphore total dissous et des phosphates. Cependant, contrairement à ce qui est observé dans la rivière franc-comtoise, sa conductivité est stable, voire montre une légère tendance à la baisse (Fig. 14). En outre, les taux de nitrates ont diminué depuis les années 1980 et restent inférieurs à 2 mg L^{-1} .

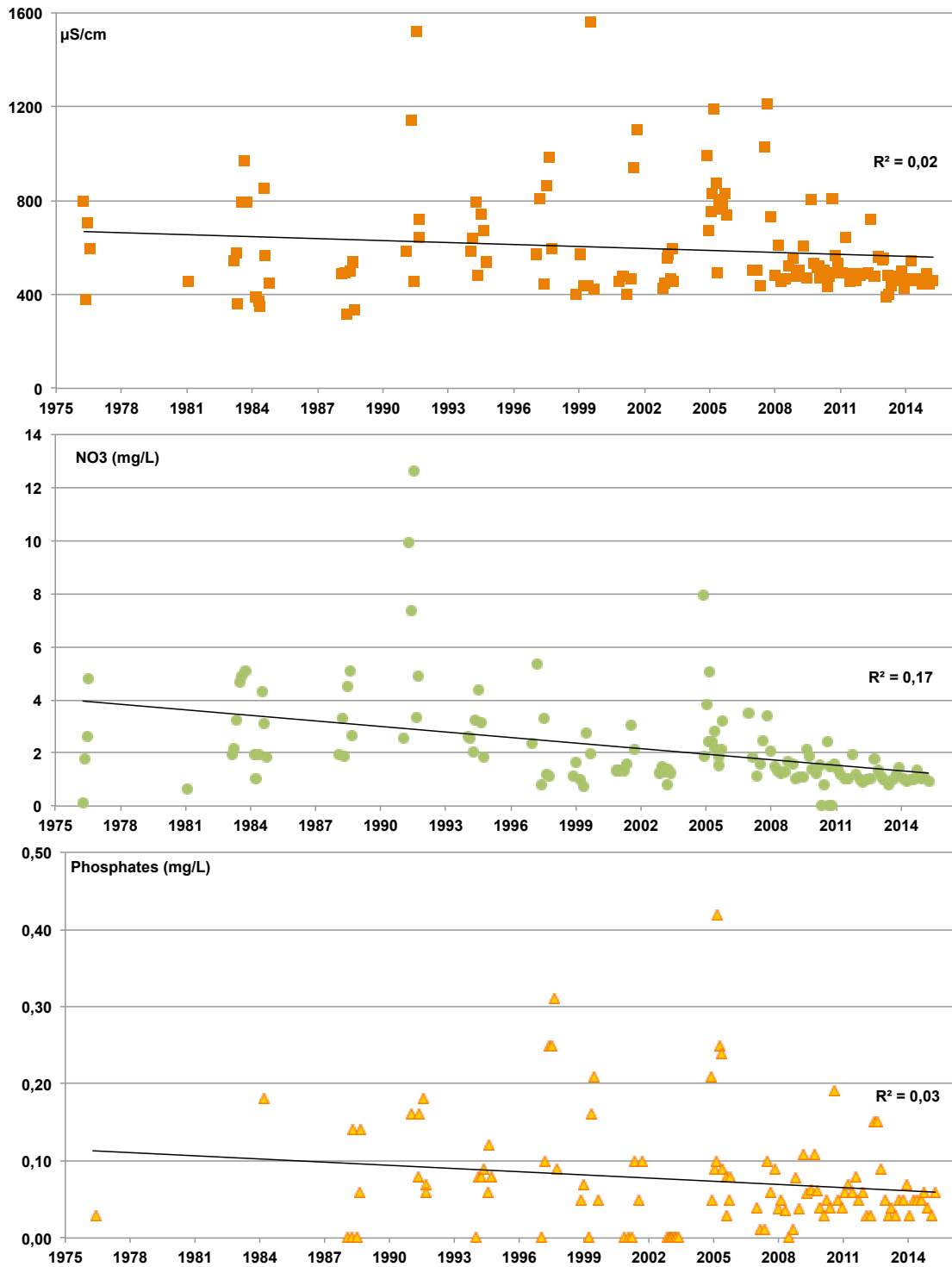


Figure 14. Evolution temporelle de la conductivité (en haut), de la concentration en nitrates (au milieu) et en taux de phosphore total (en bas) dans la Sorgue à l'Isle/Sorgue (données AE RMC)

La Bourne à Choranche.

La Bourne est une rivière calcaire à truites et à ombres, qui subit des pollutions organiques importantes principalement liées à des rejets domestiques et plus minoritairement à des rejets agricoles diffus. Ses capacités biogènes sont grevées par plusieurs barrages dont le plus important est situé sur la partie médiane du cours, à l'amont de Choranche (Isère).

La qualité biologique au niveau de cette localité est bonne mais non optimale, comme l'indique les notes IBGN (Fig. 15). En effet, dans cette station, les indices biologiques fluctuent autour de 16/20 sans atteindre la note optimale de 20/20.

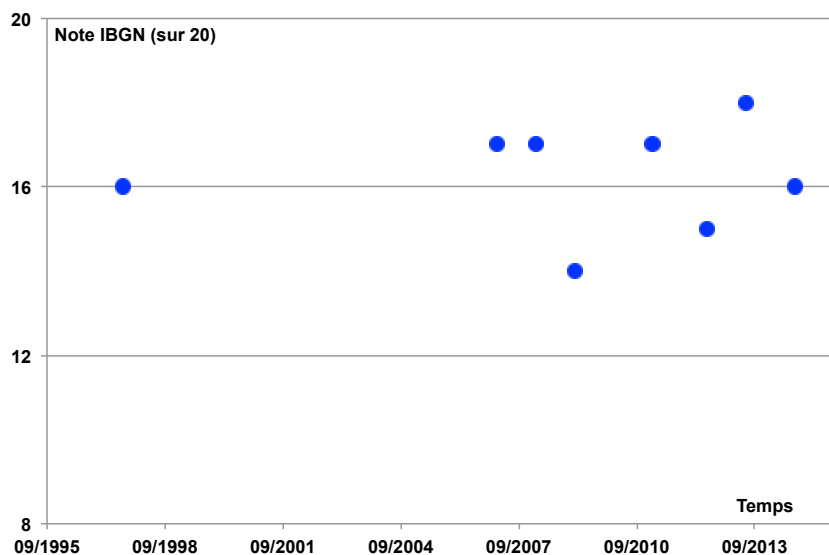


Figure 15. Evolution temporelle des notes IBGN de la Bourne à Choranche (données AE RMC)

En revanche, la capacité salmonicole de la moyenne Bourne est très importante : les biomasses de truites peuvent y atteindre 450 kg ha^{-1} . Les populations d'ombres de la Basse Bourne sont aussi réputées être en bonne santé. A notre connaissance, aucune mortalité importante de truites ni d'ombres n'a été signalée récemment dans la Bourne.

Or, au niveau de Choranche (Isère), la conductivité de la Bourne (Fig. 16) n'a pas augmenté depuis les années 1990 contrairement à ce qui est observé dans la Loue à Chenecey. Durant toute la période considérée, les concentrations de nitrates sont inférieures à 4 mg L^{-1} . Les concentrations les plus récentes sont comprises entre 1 et 3 mg L^{-1} . Les taux de phosphates montrent aussi une tendance à la baisse. A la fin des années 1990, ils ne dépassaient pas le seuil de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. La concomitance des faibles concentrations de phosphore minéral soluble et d'une forte productivité salmonicole témoigne de l'efficacité des transferts trophiques le long de la chaîne alimentaire, en dépit des charges organiques et de l'artificialisation des débits.

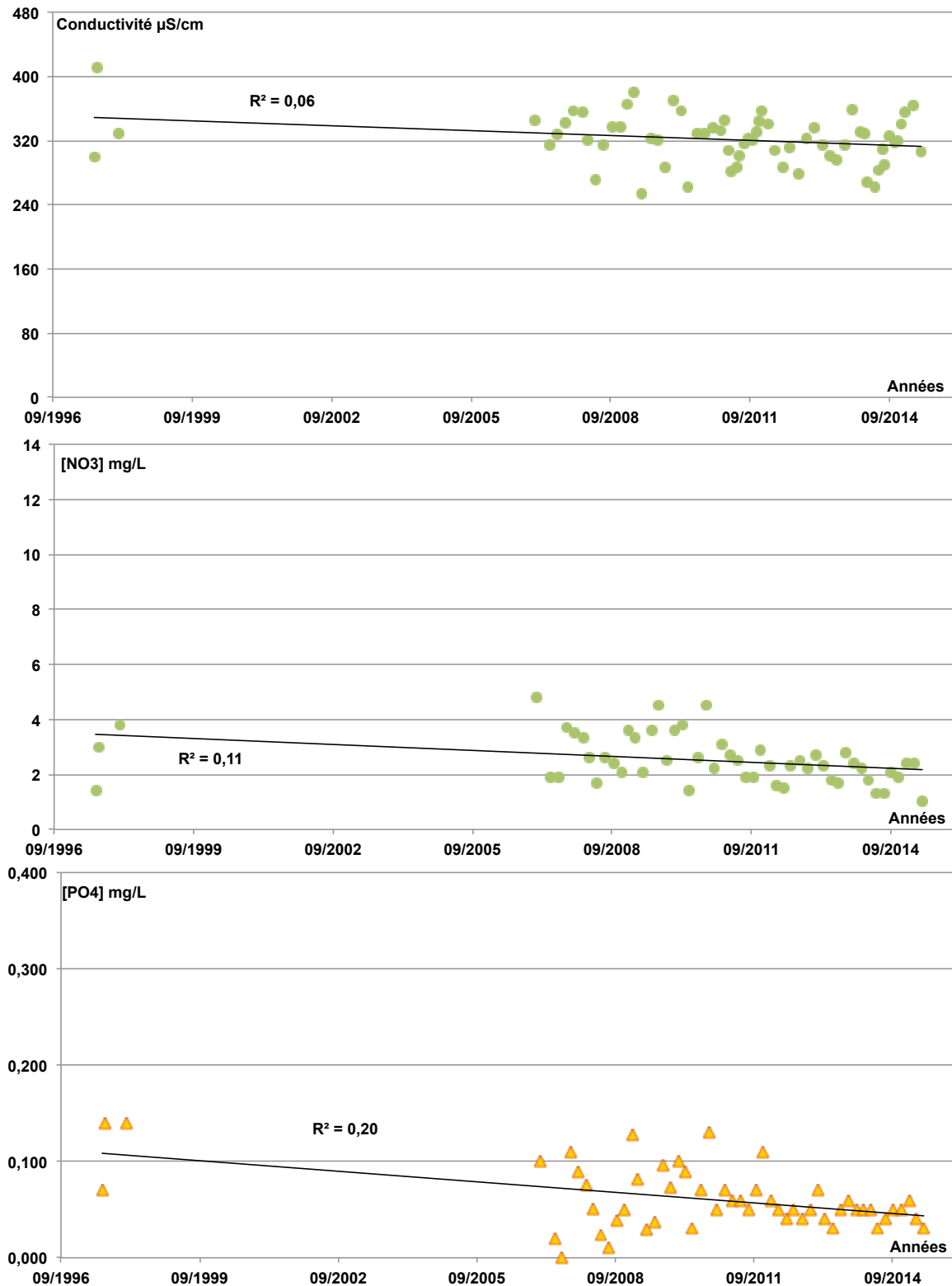


Figure 16. Evolution temporelle de la conductivité (en haut), de la concentration en nitrates (au milieu) et en phosphore total (en bas) dans la Bourne à Choranche (données AE RMC)

Le Chéran à Rumilly.

Le Chéran est une rivière karstique savoyarde jadis réputée pour ses potentiels salmonicoles. Cependant, elle est régulièrement soumise à des pollutions accidentelles, de nature domestique, urbaine ou agricoles (cf. Contrat de Rivière Chéran). La grande variabilité des notes IBGN obtenues sur sa partie aval, à Rumilly, reflète ces altérations intermittentes (Fig. 17).

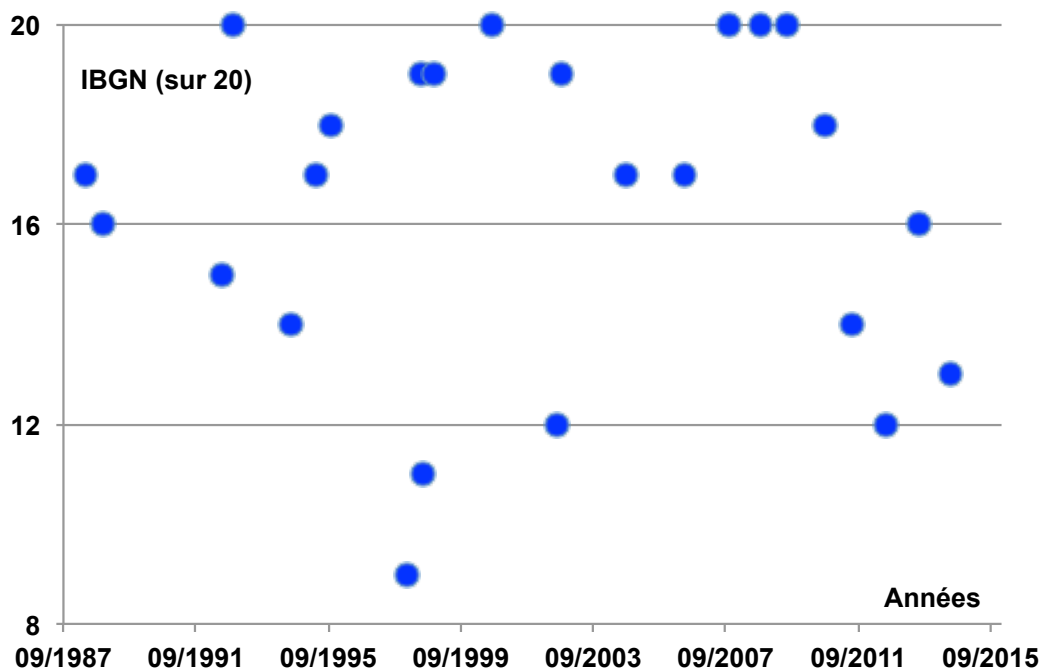


Figure 17. Evolution temporelle des notes IBGN du Chéran à Rumilly (données AE RMC)

Les biomasses salmonicoles sont importantes dans la partie amont du Chéran (plus de 100 kg ha⁻¹ de truite), mais déficitaires dans la partie aval en particulier au niveau de Rumilly. Ce secteur est en effet pénalisé par l'homogénéisation de l'habitat aquatique induit par les travaux répétés d'extractions et d'aménagements hydrauliques simplificateurs (TELEOS 2001, VIGIER *et al.* 2013).

Néanmoins, cette rivière conserve un potentiel piscicole important, qui se révèle dès lors que des travaux de restauration sont menés. Par exemple les biomasses de truite du Chéran à Rumilly sont passées de 19 à 46 kg ha⁻¹ en 3 ans après la restauration morphologique de ce secteur (VIGIER *et al.* 2013).

Sur le plan chimique, l'analyse de l'évolution des nitrates montre que la qualité de l'eau s'est altérée entre 1999 et 2006, puis rétabli pour les mesures les plus récentes. Les valeurs actuelles sont comprises entre 2 et 5 mg L⁻¹ (Fig. 18). La conductivité semble avoir suivi une évolution analogue, en augmentant depuis les années 1980 jusqu'en 2005 puis en décroissant. Les valeurs anciennes et récentes sont comprises entre 300 et 500 μS cm⁻¹.

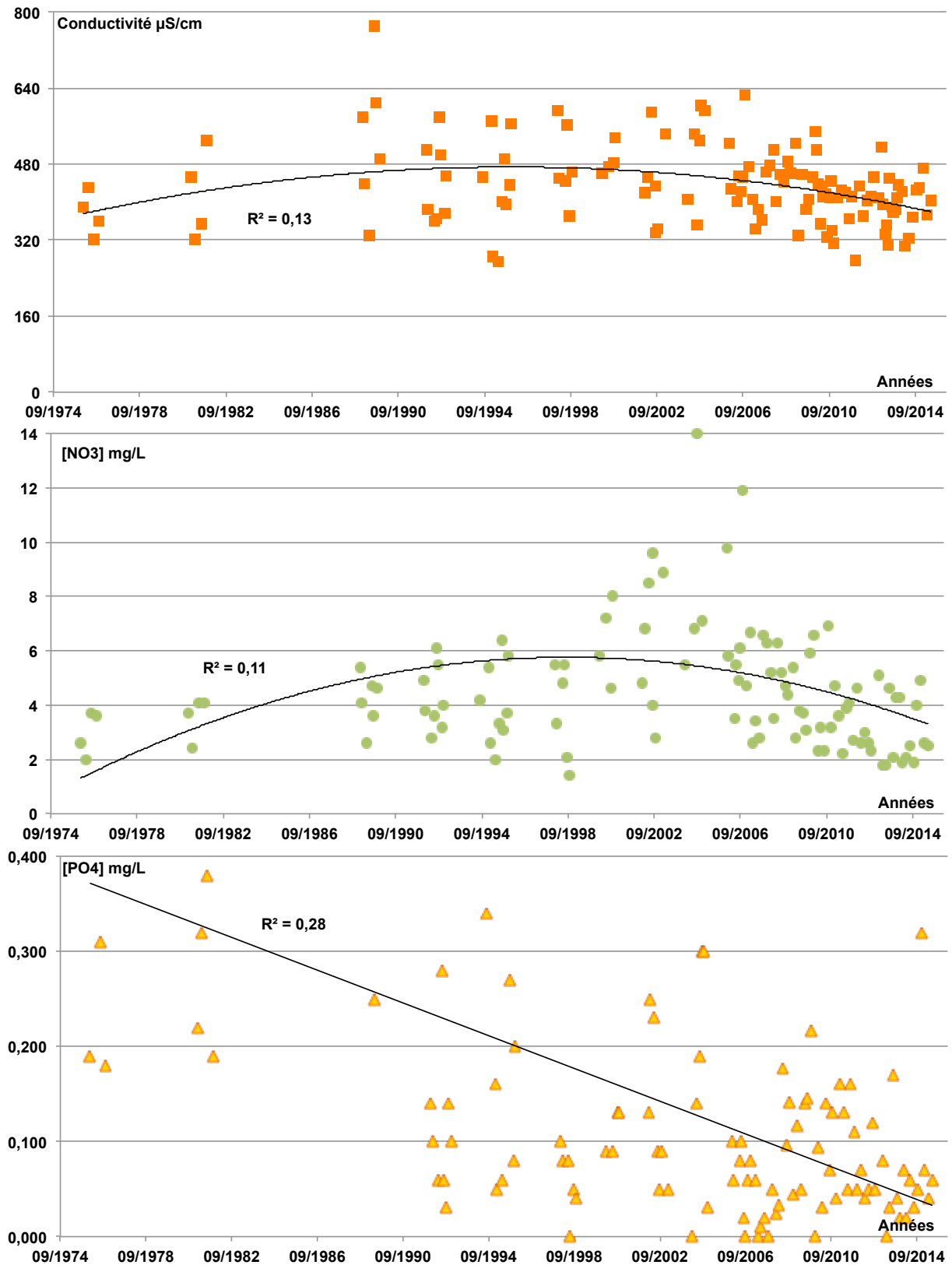


Figure 18. Evolution temporelle de la conductivité (en haut), de la concentration en nitrates (au milieu) et en phosphore total (en bas) dans le Chéran à Rumilly (données AE RMC)

En dépit de ces évolutions favorables de la qualité chimique, le Chéran aval ne constitue pas une référence, puisque le taux de nitrates est régulièrement supérieur à 3 mg L^{-1} . Parallèlement, la conductivité mesurée à Rumilly dans les années 1970 et 1980 était déjà élevée et pourrait avoir été influencée par un changement précoce de certaines pratiques agricoles ainsi que par une série d'aménagements hydrauliques et de drainages.

Le Chéran à Jarsy

Dans sa partie amont, le Chéran correspond à une zone à truite supérieure. Le type écologique de ce système très apical se rapproche de celui des affluents de la Loue. Les notes IBGN qui y sont mesurés fluctuent entre 16 et 18 sur 20 (Fig. 19). Ces valeurs s'approchent de la gamme de notes optimales puisque l'IBGN ne dépasse que très rarement 18/20 dans les crénons, même en l'absence de toute pollution. En outre, pour tous les prélèvements, la composition du peuplement benthique indique une bonne qualité chimique.

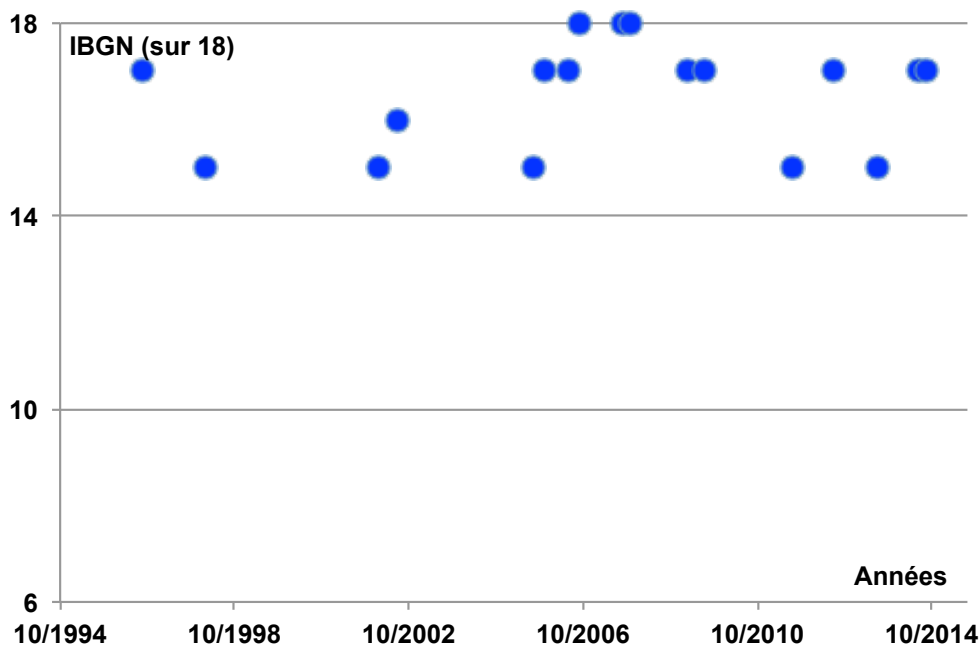


Figure 19. Evolution temporelle des notes IBGN du Chéran à Jarsy (données AE RMC)

La biomasse de truites est très importante sur ce secteur puisqu'elle y dépasse 300 kg ha^{-1} . Ce secteur constitue une nurserie pour l'ensemble de la rivière, mais les adultes sont aussi bien représentés dans les captures par pêche électrique.

Sur le plan de la chimie, la conductivité n'évolue pas depuis les années 1990 et reste dans des gammes typiques des têtes de bassin karstiques. Parallèlement, les taux de nitrates sont très bas et varient entre $0,5$ et 2 mg L^{-1} (Fig. 20). De la même façon, les concentrations en phosphore mesurées restent en deçà de la limite supérieure optimale pour les rivières à truites.

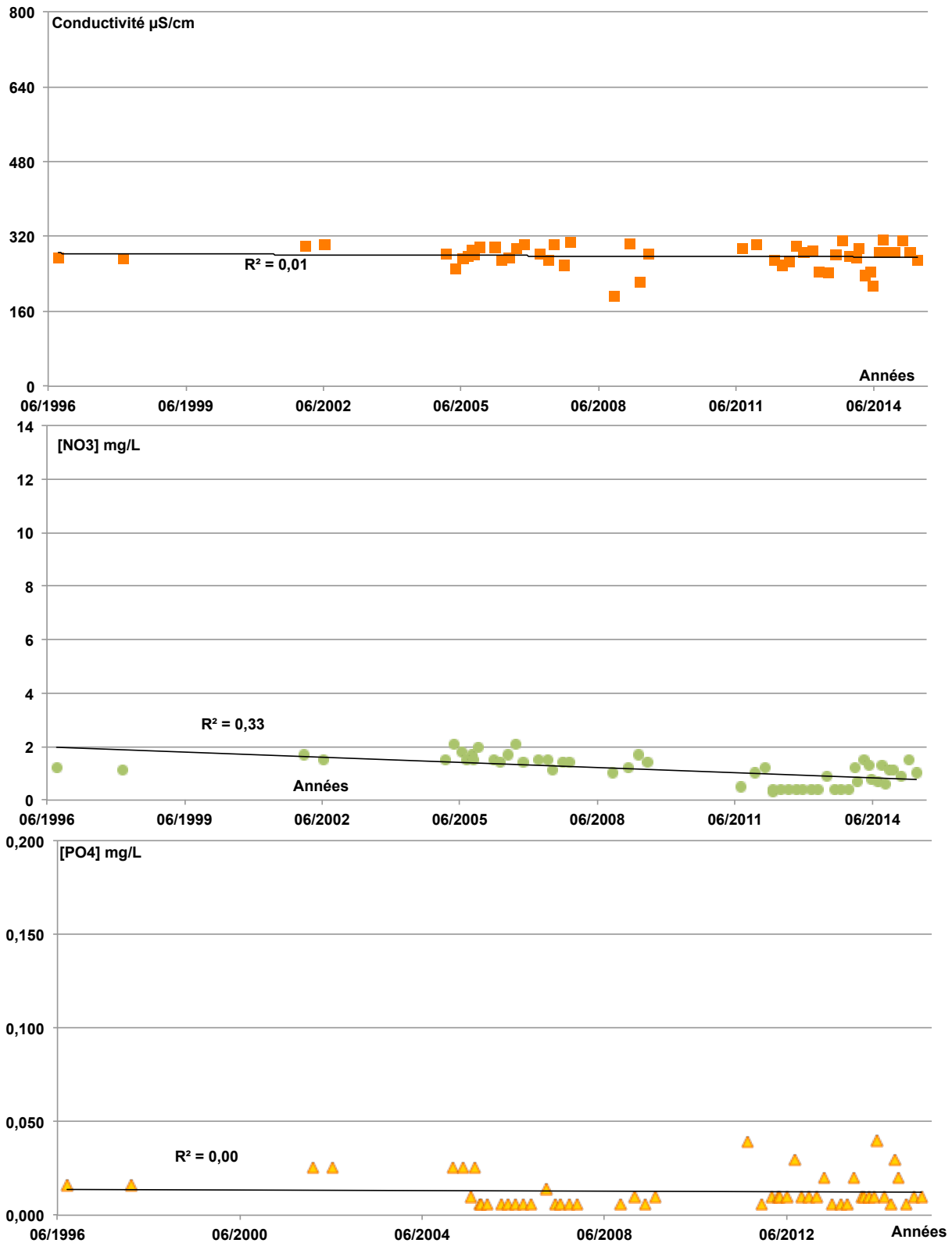


Figure 20. Evolution temporelle de la conductivité (en haut), de la concentration en nitrates (au milieu) et en phosphore total (en bas) dans le Chéran à Jarsy (données AE RMC)

La comparaison avec d'autres rivières karstiques "sub-fonctionnelles" du bassin rhodanien montrent que la Loue présente des modifications de la qualité physico-chimique de ses eaux qui ne sont pas enregistrées dans ces cours d'eau. On peut raisonnablement se poser la question du rôle éventuel joué par ces altérations dans les dysfonctionnements biologiques de la Loue.

3.3. Concentrations en nutriments dans les MES et les sédiments

Indépendamment des mesures effectuées dans les eaux, les investigations portant sur d'autres matrices telles que les sédiments et les matières en suspension peuvent apporter des informations utiles pour une meilleure compréhension des perturbations affectant la rivière.

Nous nous sommes intéressés à la qualité chimique des sédiments, mais les surfaces concernées par les sédiments fins sont très limitées dans la Loue, en particulier dans les portions apicales (cf. cartographies IAM). Contrairement aux sédiments, les matières en suspension sont largement distribuées dans le cours d'eau. Lors des étiages, les argiles, les limons et d'autres particules fines sont déposés en fines pellicules sur l'ensemble des substrats des faciès calmes. Elles peuvent aussi colmater les interstices des galets et des graviers présents dans les radiers, ainsi que les coussinets d'algues qui les recouvrent parfois. Ces fines et les éventuels contaminants qu'elles véhiculent sont transportés en suspension par la rivière, en particulier durant les crues. Nous avons donc procédé à des prélèvements et à des analyses chimiques des nutriments dans ces deux matrices.

Les sédiments et les MES ont été prélevés à l'occasion de 4 campagnes saisonnières. La description du dispositif de prélèvement des MES est donnée dans le volet Contaminants – Micropolluants. Des séries de pièges à MES ont été placées dans 4 stations du Doubs avant ses pertes et dans 5 stations de la Loue de la source à l'aval d'Ornans. Les MES ont été analysées et les concentrations en azote, phosphore total et en phosphates ont été mesurées.

Les taux de phosphore total et de phosphates observés dans la Loue sont du même ordre que ceux qui ont été enregistrés dans les rivières référentielles appartenant à la zone à truite moyenne ou à la zone à ombre. Cependant, en rivière calcaire, une partie de la charge en phosphore peut être apportée et transférée sous forme non soluble.

Les formes de phosphore non solubles, minérales ou organiques, sont en effet susceptibles d'être transportées sous forme particulaire et stockées dans les sédiments. Cet élément a donc été analysé dans les sédiments des 10 stations jalonnant la Loue (Fig. 21).

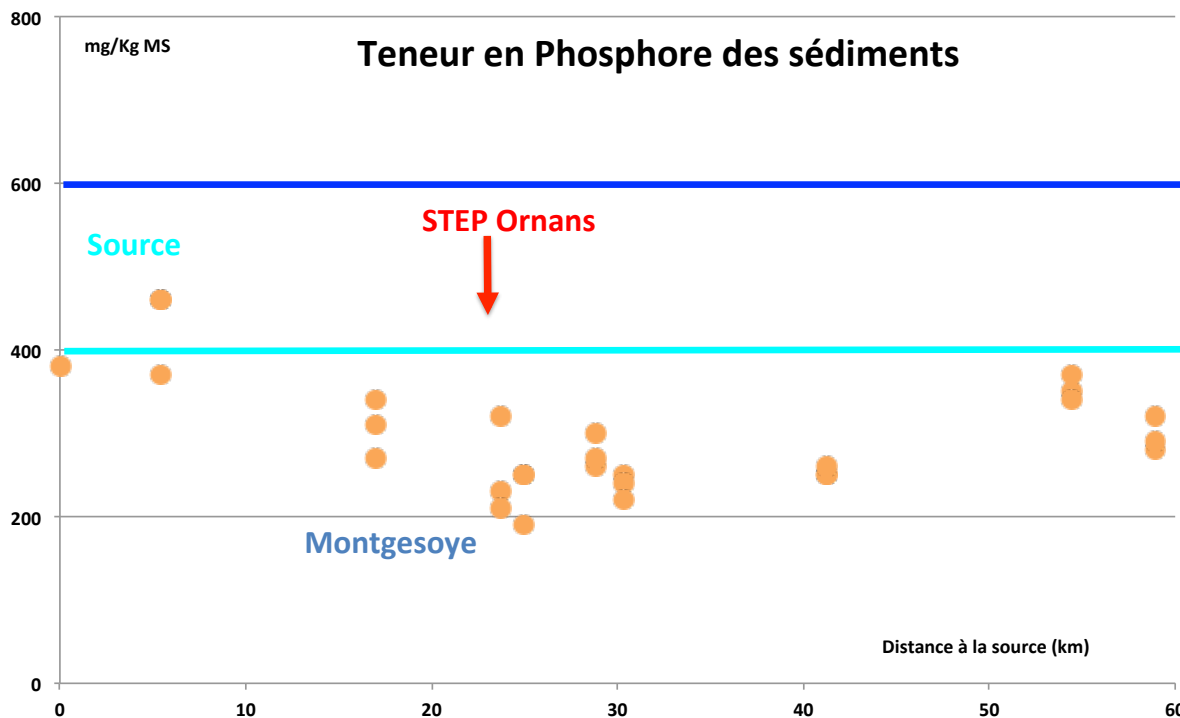


Figure 21. Teneurs en phosphore total mesurées dans les sédiments de la Loue prélevés dans 10 stations jalonnant le secteur d'étude à raison de trois répliqués par station ; la barre bleu ciel donne la la limite des concentrations en phosphates mesurées dans des eaux non contaminées ; la barre bleu foncé correspond à la concentration maximale sans effet notoire sur les proliférations végétales (US EPA 1979, MOE 93, 2008)

Les sédiments montrent des concentrations en phosphore total inférieures à 500 mg kg⁻¹ MS. Ces concentrations sont inférieures aux normes de qualité biologique proposées pour les sédiments par plusieurs auteurs nord-américains (US EPA 1979, MOE 1993, PAVLOWSKY et DEREK 2010). Ces résultats témoignent d'une contamination très faible ou absente.

Les résultats concernant les concentrations en azote Kjeldahl et phosphore total dans les MES et les sédiments sont fournis dans les Figures 22 à 25. Ces données montrent que :

- les concentrations en azote et en phosphore sont nettement plus élevées dans les MES que dans les sédiments ;
- les teneurs en phosphore peuvent atteindre dans les MES des niveaux susceptibles de provoquer des proliférations végétales selon la littérature disponible (US EPA 1979, MOE 1993, MOE 2008, PAVLOWSKY et DEREK 2010) ;
- les teneurs en phosphore dans les sédiments sont plus élevées dans la partie apicale notamment à la source de la Loue et à Montgesoye (Fig.23) ;
- à l'aval de la STEP d'Ornans, il n'y a pas d'augmentation significative des teneurs en phosphore dans les sédiments et les MES (Fig. 23) ;
- à l'aval de la STEP de Pontarlier, les sédiments et les MES montrent un enrichissement marqué en phosphore (Fig. 22) ;
- les concentrations en azote Kjeldahl dans les MES sont plus élevées à l'aval des STEP de Pontarlier et d'Ornans qu'à l'amont, alors que les sédiments ne présentent pas de différence sensible (Fig. 24 et 25).

L'ensemble de ces informations obtenues sur les sédiments et MES confirme l'intérêt d'inclure ces matrices dans les investigations visant à qualifier la qualité d'un cours d'eau et à rechercher l'origine d'éventuels dysfonctionnements.

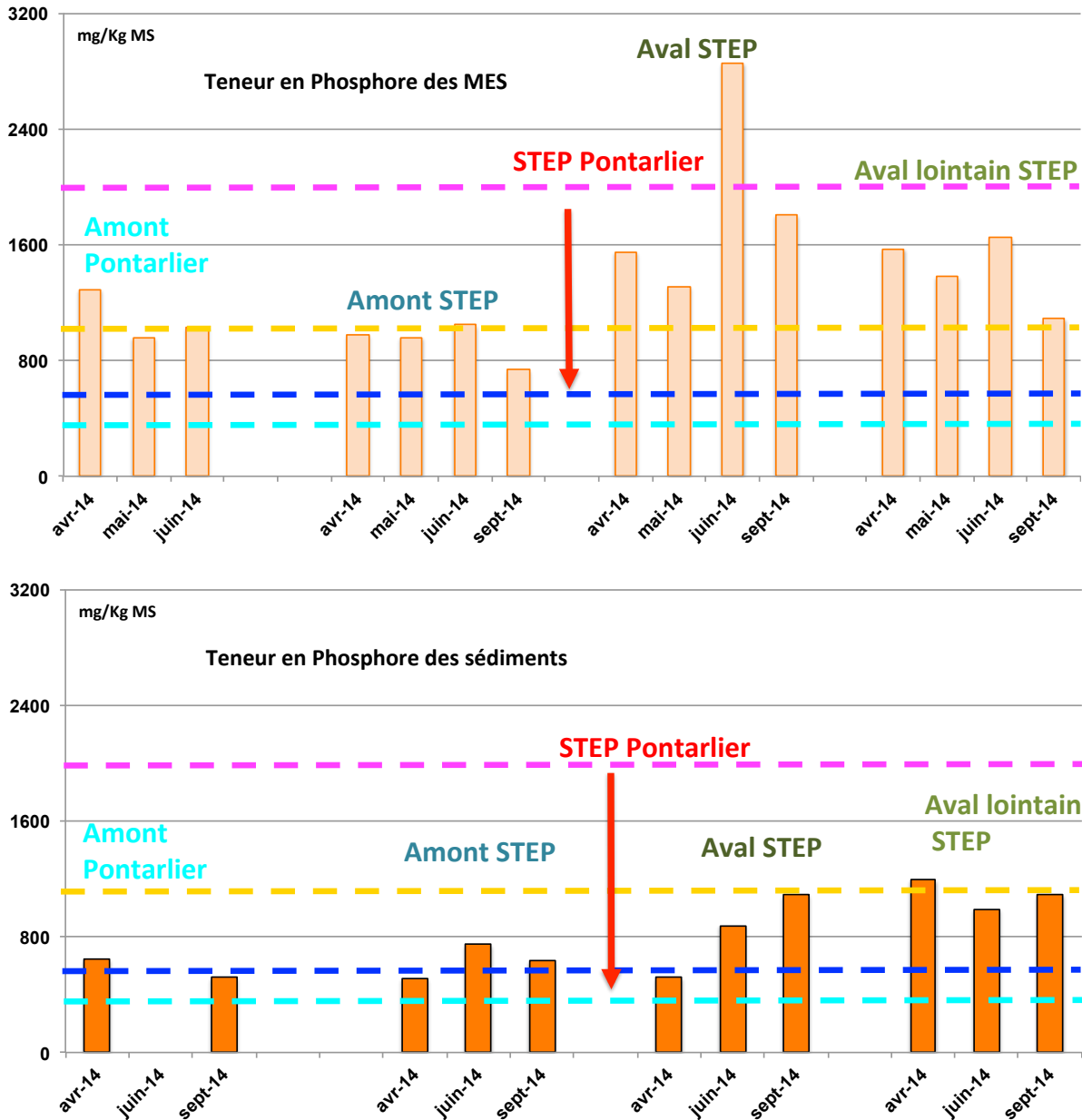


Figure 22. Comparaison des teneurs en phosphore des sédiments et des matières en suspension prélevés durant plusieurs campagnes saisonnières à l'amont et à l'aval de l'agglomération de Pontarlier. La ligne magenta indique la limite inférieure des concentrations susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (MOE 1993) ; la ligne jaune indique la limite inférieure des concentrations qui résultent d'une contamination anthropique nette (PAVLOWSKY et DEREK 2000) ; la ligne bleu ciel donne la la limite des concentrations mesurées dans des milieux non contaminés ; la ligne bleu foncé correspond à la concentration maximale sans effet notoire sur les proliférations végétales (US EPA 1979, MOE 93, 2008).

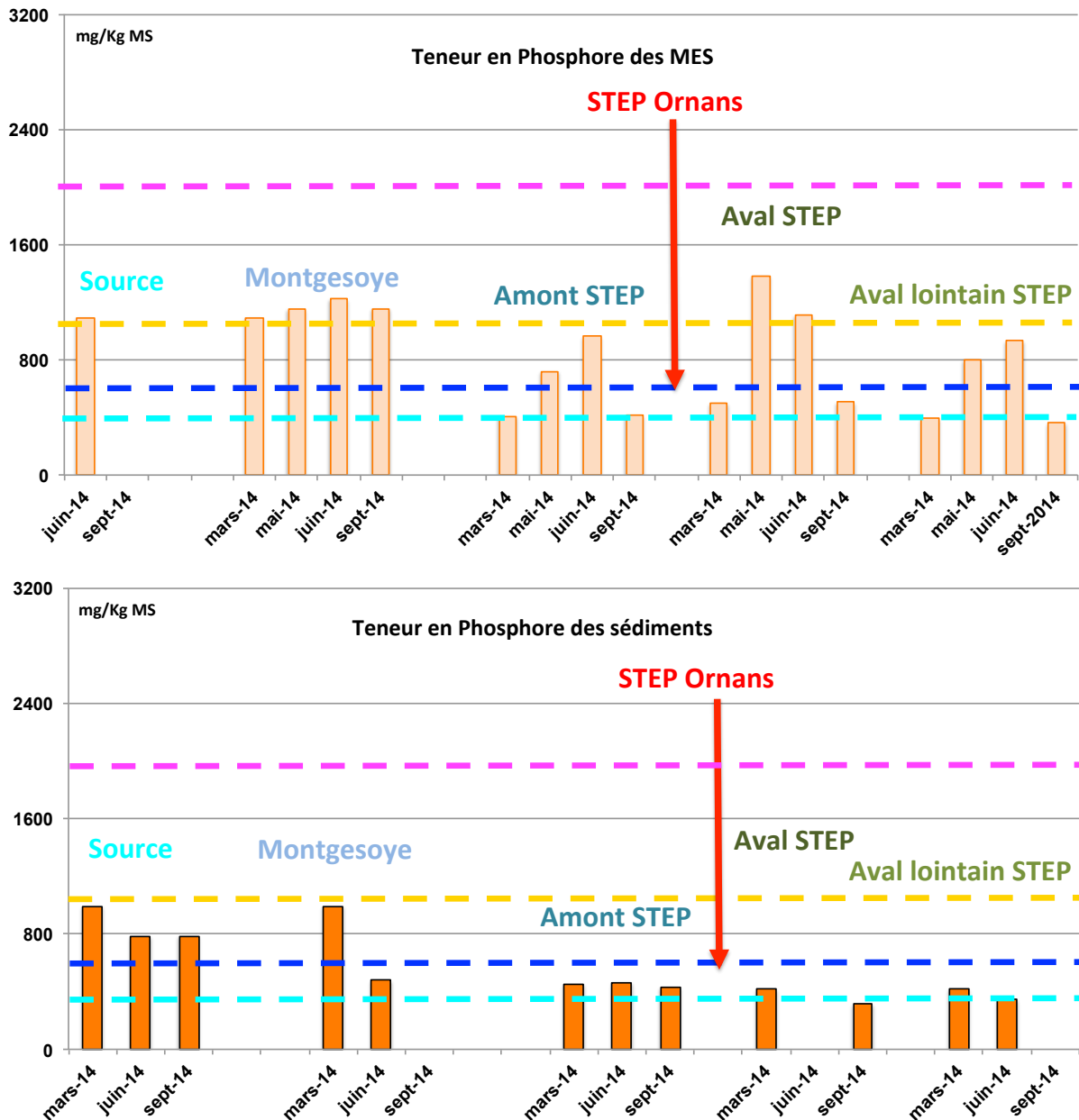


Figure 23. Comparaison des teneurs en phosphore des sédiments et des matières en suspension prélevés durant plusieurs campagnes saisonnières à la source de la Loue ainsi qu'à l'amont et à l'aval de l'agglomération d'Ornans. La ligne magenta indique la limite inférieure des concentrations susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (MOE 1993) ; la ligne jaune indique la limite inférieure des concentrations qui résultent d'une contamination anthropique nette (PAVLOWSKY et DEREK 2000) ; la ligne bleu ciel donne la limite des concentrations mesurées dans des milieux non contaminés ; la ligne bleu foncé correspond à la concentration maximale sans effet notoire sur les proliférations végétales (US EPA 1979, MOE 93, 2008).

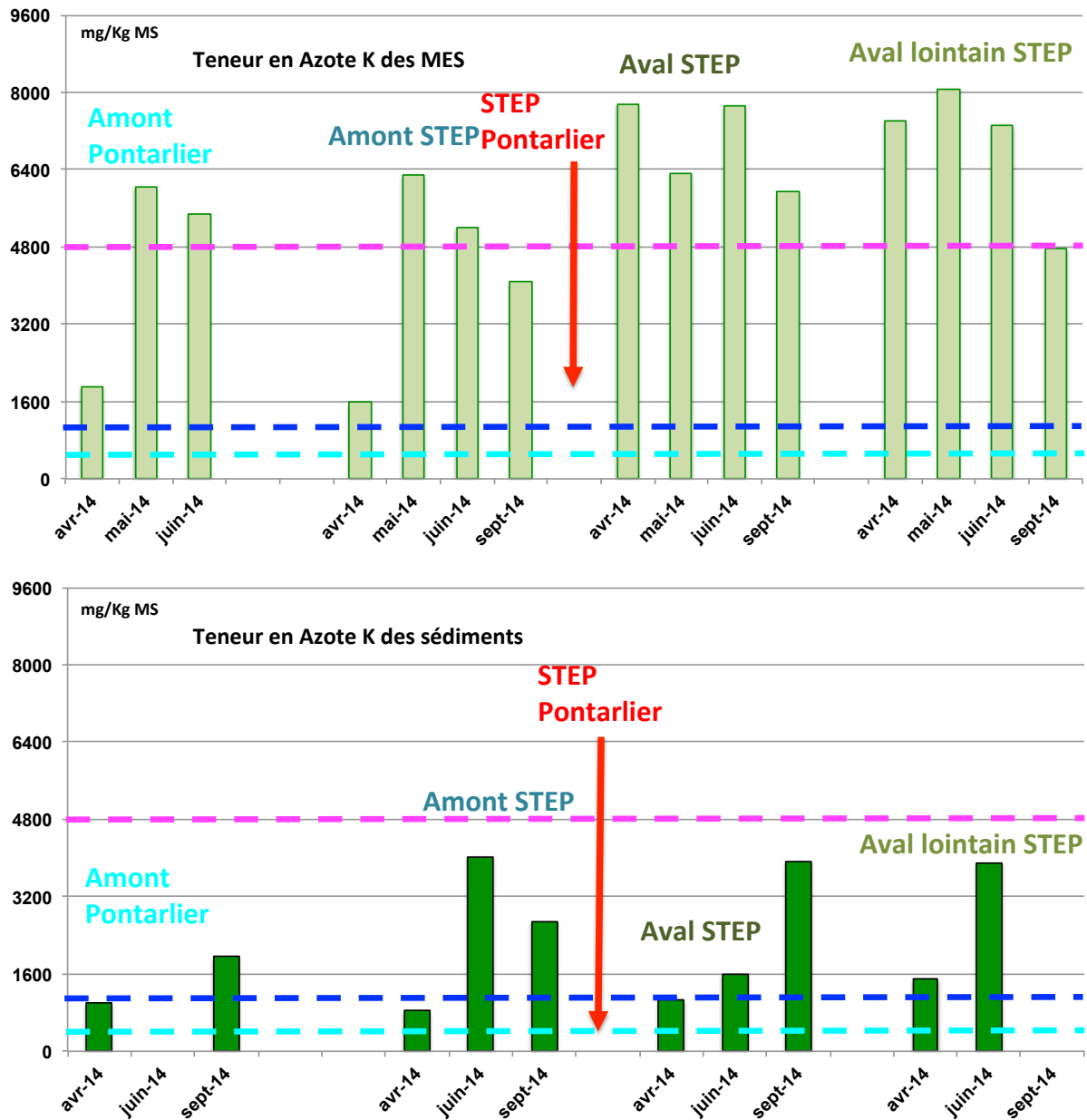


Figure 24. Comparaison des teneurs en azote Kjeldahl des sédiments et des matières en suspension prélevés durant 4 campagnes saisonnières à l'amont et à l'aval de l'agglomération de Pontarlier

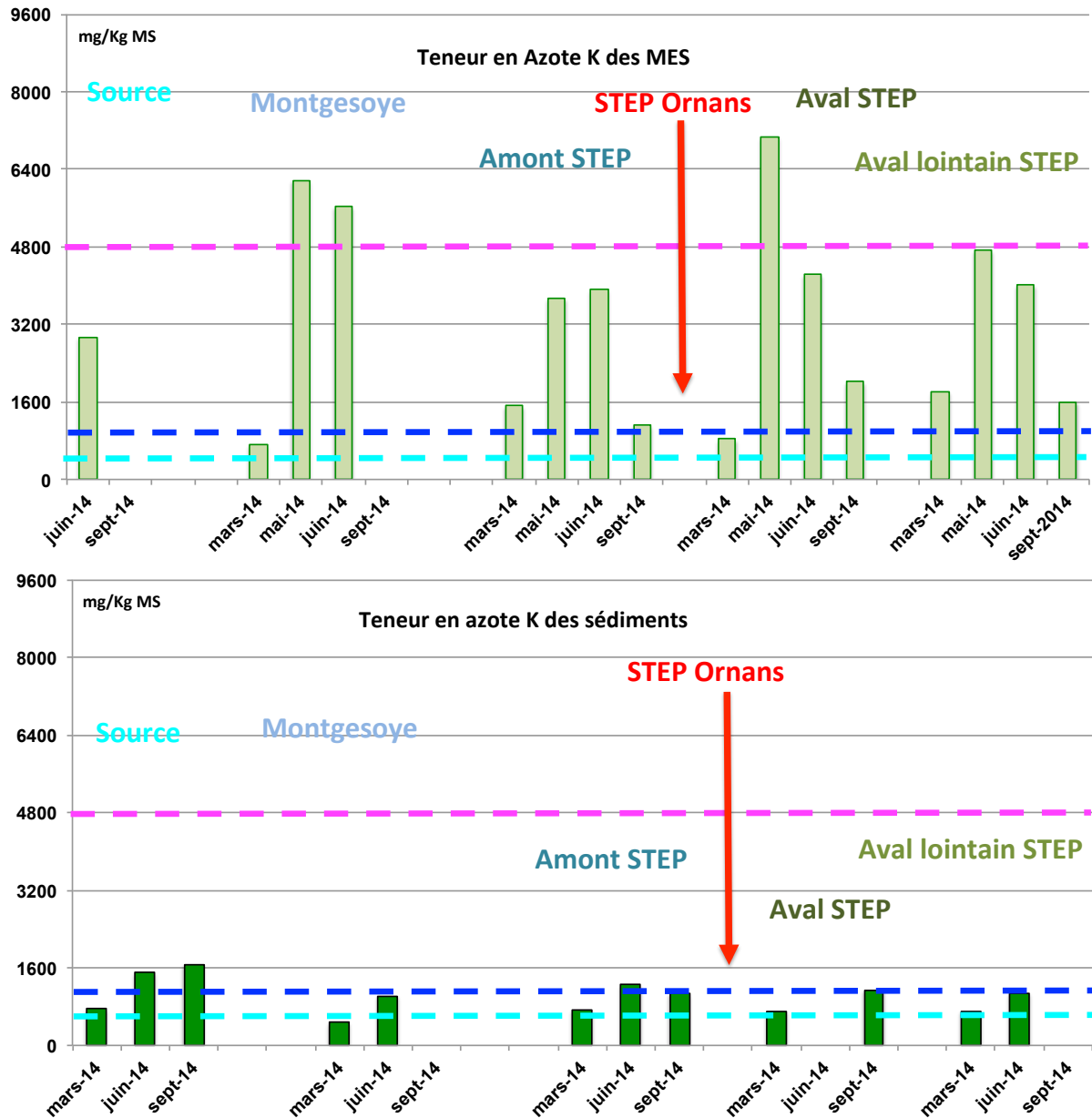


Figure 25. Comparaison des teneurs en azote Kjeldahl des sédiments et des Matières En Suspension prélevés durant 4 campagnes saisonnières à la source de la Loue ainsi qu' à l'amont et à l'aval de l'agglomération d'Ornans

Les travaux en cours (cf. volet 3) de la tranche 2b et ceux prévus dans la tranche 3, autoriseront le couplage de ces résultats avec les mesures de turbidité en continu (turbidimètres déployés, mesures en phase de validation). Ils permettront d'accéder aux quantités de MES transportées et apporteront des informations sur les flux de nutriments et de contaminants véhiculés par la rivière.

Bibliographie sur les nutriments et la matière organique

- AE RMC 2015. <http://siecorse.eaurmc.fr/eaux-superficielles/index.php?donnees=brutes>
- BARKO J. W. R., SMART M., 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *J. Ecol.*, 67(5): 1328-1340.
- BARKO, J. W., GUNNISON D., CARPENTER S. R., 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquat. Bot.*, 41: 41-65.
- CHAMBERS P. A., MCGOLDRICK D.J., BRUA R. B., VIS C., CULP J. M., BENOY G. A., 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *J. Environ. Qual.*, 41(1): 7-20.
- CARIGNAN R, KALFF, J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediment? *Science*, 207: 987-989.
- DODDS W. K., D. A. GUDDER, 1992. The ecology of *Cladophora*. *J. Phycol.* 28: 415-427.
- DODDS W. K., JONES J. R, WELCH E. B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 32: 1455-1462.
- DODDS W. K., OAKES R. M., 2004. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds impacted by humans. *Limnol. Oceanogr. Methods* 2: 333-341.
- DODDS W. K., SMITH V. H., LOHMAN K., 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 865-874.
- EVANS-WHITE M. A., HAGGARD B. E., SOTT J. T. 2013. A Review of Stream Nutrient Criteria Development in the United States. *J. Environ. Qual.*, 42: 1002-1014.
- FROSSARD V., 2006. Etude des proliférations algales sur la Loue. Rapport de stage de 2ème année du Master Qualité des Eaux, des Sols et Traitement, *Université de Franche-Comté*. 60 p.
- HOLTAN, H., KAMP-NIELSEN L., STUANES A. O., 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170: 19-34.
- HOMER R. R., WELCH E. B., SEELEY M. R., JACOBY J. M., 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration, *Freshwater Biology*, 24, 215-232.
- HOMER R. R., WELCH, E. B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 38, 449-457.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario), 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 89 p.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario), 2008. Guidelines for identifying, assessing and managing contaminated sediment in Ontario: an integrated approach, PIBS 6568^e Queen's Printer for Ontario, 112 p.
- NISBET M., VERNEAUX J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 6(2) : 161 – 190.
- NRC (National Research Council), 1978. *Nitrates: An Environmental Assessment*. Scientific and Technical Assessments of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences. Washington D.C. 723 p.
- PAVLOWSKY R. T., DEREK J. M., 2010. *River Sediment Quality of the Upper White River Basin*. Missouri State University, OEWRI EDR-10-001, 30 p.
- REYNOLDS T.B., DAY K.E., 1998. *Biological guidelines for the assessment of sediment quality in the Laurentian Great Lakes*. NWRI Report No. 98-232. 119 pp.

- SOSIAK A., 2002. Long-term response of periphyton and macrophytes to reduced municipal nutrient loading to the Bow River (Alberta, Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 987-1001
- SPRAGUE, J.B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish-III : sub-lethal effects and "safe" concentrations. *Water Research*, 5(6): 245-266.
- USEPA 1979. Impacts of sediment and nutrients on biota in surface waters of United States. EPA 600-3 79 105, 397 p.
- USEPA, 2000. Nutrient criteria technical guidance manual: Rivers and streams. USEPA-822-B-00-002. USEPA, Washington, DC.
- USEPA, 2002. A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems: Volume III - Interpretation of the results of sediment quality investigations. EPA-905-B02-001-C. Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.
- USGS (U.S. Geological Survey), 1999. *The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides*. Rapport n° 1225. U.S. Geological Survey. Reston (Virginie). 82 p.
- VIGIER L., CHASSERIEAU C., 2013. Evaluation des travaux de diversification de l'habitat physique réalisés sur le bas Chéran : comparaison des états des lieux avant travaux (2008), 1 an après travaux (2010) et 3 ans après travaux (2012), Bilan Final. Rapport PDF74.13/07. 18 p + ann.

4. SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RESULTATS.

En matière de régime thermique, les mesures thermométriques qui ont été effectuées en 2013 et 2014 montre une tendance au réchauffement estival des eaux de la Loue.

La température n'a cependant pas constitué un facteur limitant le développement harmonieux des populations salmonicoles en 2013 et 2014.

A l'aval de Cléron, nos mesures indiquent l'existence d'une série de résurgences qui refroidissent nettement la Loue et qui s'accompagnent d'un rajeunissement typologique.

Le réchauffement de la Loue n'est pas un phénomène isolé. Toutefois, les conséquences d'un réchauffement des eaux sur les écosystèmes aquatiques ne font pas l'objet d'un consensus dans la littérature scientifique.

En matière d'habitat, nos résultats montrent que dans la haute Loue, les capacités habitationnelles des stations étudiées sont comprises entre 30 et 50 % du potentiel et sont donc très en deçà des valeurs optimales rapportées pour les rivières calcaires de grande taille. Il existe notamment un déficit marqué des branchages immergés et des sous-berges. La ripisylve, souvent perchée, est fréquemment réduite à un simple cordon.

En matière de nutriments et de charge organique, les campagnes d'analyses réalisées dans la présente étude confirment sur l'ensemble des stations d'étude de la haute et moyenne Loue, les tendances observées par les réseaux de mesure existants qui opèrent à Chenecey et à Mouthier avec une fréquence plus faible : (i) les concentrations en phosphates et en phosphore total diminuent régulièrement, (ii) les teneurs en nitrates dépassent les concentrations optimales du point de vue biologique pour les zones à truites et (iii) l'augmentation de la conductivité est constante depuis les années 1970.

Les DBO5 et les mesures de carbone organique dissous témoignent sur le plan réglementaire d'un très bon état écologique. Selon les critères proposés pour les rivières à truites, les valeurs mesurées dans la Loue indiquent cependant une pollution organique modérée.

Les concentrations en nitrates sont le plus souvent comprises entre 4 et 6 mg L⁻¹ alors que l'azote Kjeldahl oscille entre 1 et 2 mg N L⁻¹. Les concentrations en azote total mesurées dans la Loue excèdent le plus souvent 1,2 mg L⁻¹, valeur qui est considérée comme un seuil de bonne qualité environnementale par des publications et institutions nord américaines. En ce qui concerne le phosphore total, la quasi-totalité des concentrations mesurées sont inférieures à la limite de qualité retenue par la DCE (0,05 mg L⁻¹) pour définir le très bon état. Les concentrations mesurées dans la Loue sont également en deçà des limites maximales préconisées comme valeurs guides par les auteurs nord-américains pour la plupart de leurs écorégions. De plus, les teneurs en phosphates mesurées sont inférieures à la limite supérieure du très bon état écologique défini par la DCE. Cependant, les analyses de nitrates effectuées sur eaux brutes par la Ville de Besançon de 2003 à 2013 sur le site de Chenecey indiquent des dépassements fréquents et saisonniers de la limite supérieure du très bon état écologique, sans jamais franchir la limite du bon état (50

mg L⁻¹). Pour ce même site, les teneurs en phosphates ne dépassent que rarement la valeur optimale pour les rivières à salmonidés.

La comparaison avec d'autres rivières karstiques "sub-fonctionnelles" du bassin rhodanien montrent que la Loue présente des modifications de la qualité physico-chimique de ses eaux qui ne sont pas enregistrées dans ces cours d'eau. On peut raisonnablement se poser la question du rôle éventuel joué par ces altérations dans les dysfonctionnements biologiques de la Loue.

Nos résultats montrent que les concentrations en azote et en phosphore sont nettement plus élevées dans les MES que dans les sédiments et que les teneurs en phosphore peuvent atteindre dans les MES des niveaux susceptibles de provoquer des proliférations végétales. A l'aval de la STEP d'Ornans, il n'y a pas d'augmentation significative des teneurs en phosphore dans les sédiments et les MES, par contre à l'aval de la STEP de Pontarlier, les sédiments et les MES montrent un enrichissement marqué en phosphore. L'influence des STEP sur les teneurs en Azote est plus marquée : les concentrations en azote Kjeldahl dans les MES sont plus élevées à l'aval des STEP de Pontarlier et d'Ornans qu'à l'amont, alors que les sédiments ne présentent pas de différence sensible.

Les informations obtenues sur les sédiments et MES confirment l'intérêt d'inclure ces matrices dans les investigations visant à qualifier la qualité d'un cours d'eau et à rechercher l'origine d'éventuels dysfonctionnements.