



Compagnie Nationale du Rhône  
L'ÉNERGIE À L'ÉTAT PUR

---

# Impacts des dragages d'entretien du lit du Rhône sur le peuplement piscicole

---

Synthèse bibliographique et état des lieux dans le Haut-Rhône



Septembre 2014

Rédaction : Alexandre RICHARD, Jean GUILLARD, Franck CATTANEO

h e p i a

Haute école du paysage, d'ingénierie  
et d'architecture de Genève





# **Impacts des dragages d'entretien du lit du Rhône sur le peuplement piscicole**

**Synthèse bibliographique et état des lieux dans le Haut-Rhône**

**Auteurs :**

Alexandre Richard<sup>1</sup>

Jean Guillard<sup>2</sup>

Franck Cattaneo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> hepia – Institut Terre-Nature-Environnement, route de Presinge 150, CH-1254 JUSSY (GE), SUISSE.

<sup>2</sup> INRA – UMR 0042 CARTELE, 75 avenue de Corzent, 74203 THONON-LES-BAINS, FRANCE.

*Citation :* Richard, A., Guillard, J. & Cattaneo, F. (2014). Impacts des dragages d'entretien du lit du Rhône sur le peuplement piscicole - Synthèse bibliographique et état des lieux dans le Haut-Rhône, Rapport pour la Compagnie Nationale du Rhône, 90 p.

## Résumé

Les dragages sédimentaires sont des opérations d'entretien couramment réalisées sur le Haut-Rhône à proximité des aménagements hydroélectriques (retenues, chenal navigable, garages d'écluse,...). Ils consistent à extraire les sédiments accumulés, majoritairement constitués de limons, et à les remettre en suspension dans une zone plus courante. Ces opérations sont réglementées par arrêté interpréfectoral fixant un écart maximum de turbidité entre l'amont et l'aval du chantier (par exemple, +10 NTU lorsque la turbidité amont est inférieure à 15 NTU). La Compagnie Nationale du Rhône juge ces normes trop restrictives et souhaite rehausser les seuils de rejet admissibles, en particulier pour les dragages de volumes importants de sédiments ( $> 30'000 \text{ m}^3$ ). Le présent rapport vise à dresser un état des connaissances des effets des concentrations en matières en suspension totales (MEST) sur la faune piscicole, à évaluer les conséquences potentielles des opérations de dragages sur ces organismes, à lister les questions non élucidées et à proposer des pistes d'études complémentaires si nécessaire.

Les normes sont davantage restrictives sur le Haut-Rhône en raison des faibles MEST naturelles. La MEST journalière médiane est estimée à 10 mg/L et est relativement constante depuis Chancy-Pougnny jusqu'à Jons. La MEST varie en fonction du débit et de la saison, avec des valeurs plus fortes généralement en fin de printemps. Les opérations de dragage induisent des MEST proches de celles mesurées lors d'épisodes de crue ; toutefois, ces opérations s'échelonnent sur plusieurs semaines voire plusieurs mois, alors que les pics de MEST lors de crues durent habituellement quelques jours.

Le peuplement piscicole du Haut-Rhône a été fortement altéré par les aménagements successifs pour la navigation et la production hydroélectrique. Le peuplement, historiquement à dominante salmonicole (truite et ombre commun) est actuellement majoritairement constitué de cyprinidés rhéophiles (barbeau, chevaine, hotu, spirilin, blageon, vandoise,...), avec une part importante de cyprinidés limnophiles au niveau des retenues. Les Vieux-Rhône conservent une plus forte diversité spécifique et un peuplement majoritairement constitué d'espèces d'eau vive. Les données sont lacunaires sur l'état des peuplements dans les canaux d'amenée et de fuite.

Les impacts de la MEST sur les poissons sont largement documentés dans la littérature scientifique, en particulier sur les salmonidés, espèces à fort intérêt économique et de surcroît sensibles aux MEST. Peu d'informations sont disponibles sur les cyprinidés rhéophiles. Les impacts sont hiérarchisés en effets comportementaux, sub-létaux (affectant par exemple la croissance ou la résistance aux maladies) ou létaux. Les effets sont variables entre espèces et plus importants sur les jeunes stades. En outre, la durée d'exposition aux MEST est un paramètre essentiel. Un indice de sévérité d'effet (SEV) a été proposé par Newcombe (2003) pour prendre en compte les effets de la magnitude et de la durée des événements de turbidité sur les poissons.

L'utilisation du modèle de Newcombe (2003) a permis de calculer un SEV pour chaque évènement de turbidité enregistré à la station de Jons entre 2011 et 2013. La méthode a alors permis de positionner l'effet théorique d'une opération de dragage, connaissant sa durée et la MEST moyenne, par rapport à des évènements de turbidité naturels. A 50 m de la restitution, il ressort que les dragages occasionnent autant de dommages théoriques sur la faune piscicole que l'ensemble des évènements de turbidité sur une année. A 1'000 m de la restitution, selon les normes actuelles, l'impact du dragage correspond environ à 25% des impacts des évènements de turbidité naturels cumulés sur une année.

Les principales lacunes relevées dans la littérature concernent le manque d'informations sur la sensibilité des cyprinidés aux MEST, en particulier les espèces présentes dans le Haut-Rhône. En outre, peu de suivis des impacts des dragages ont été réalisés en milieu naturel ; la plupart des études sont effectuées en milieu contrôlé. La notion d'échelle spatiale d'incidence des dragages est un paramètre important. Si le linéaire concerné par l'augmentation de MEST apparaît limité (quelques centaines de mètres à quelques km), qu'en est-il vis-à-vis du domaine vital des espèces et de leur aptitude à éviter le panache et recoloniser les secteurs impactés ? Enfin, les effets des dragages sont peu étudiés de manière quantitative. La plupart des études restent cantonnées à l'échelle de l'individu et les conséquences au niveau du peuplement restent méconnues. Des études complémentaires sont proposées dans ce sens.

## Table des matières

<b>1</b>	<b><i>Contexte et objectifs</i></b>	<b>1</b>
1.1	<b>Contexte de l'étude</b>	1
1.2	<b>Secteur d'étude</b>	2
1.2.1	Le Haut-Rhône	2
1.2.2	Hydrologie	3
1.2.3	Les aménagements sur le Haut-Rhône	4
1.3	<b>Les dragages</b>	5
1.4	<b>Objectifs et démarche</b>	8
<b>2</b>	<b><i>Les sédiments fins dans le Haut Rhône</i></b>	<b>9</b>
2.1	<b>Définitions</b>	9
2.2	<b>Méthodes de mesure</b>	10
2.3	<b>Composition des sédiments du Haut-Rhône</b>	13
2.4	<b>Qualité des sédiments</b>	13
2.5	<b>Données disponibles sur le Haut-Rhône</b>	14
2.5.1	Mesures de turbidité en continu dans le Haut-Rhône	15
2.5.2	Mesures ponctuelles de MEST	17
2.5.3	Comparaison avec l'Arve	18
2.5.4	Saisonnalité des flux de MEST	20
2.6	<b>Relations débit-MEST</b>	22
2.7	<b>Impact des vidanges de réservoirs sur la MEST</b>	23
2.8	<b>MEST lors des dragages</b>	25
2.9	<b>Comparaison des concentrations issues de phénomènes naturels aux concentrations liées aux chasses et dragages</b>	27
<b>3</b>	<b><i>Peuplement piscicole du Haut-Rhône</i></b>	<b>28</b>
3.1	<b>Données disponibles</b>	28
3.2	<b>Les données historiques</b>	28
3.3	<b>Composition du peuplement à partir des pêches aux engins</b>	29
3.4	<b>Pêches scientifiques à l'électricité</b>	31
3.4.1	Rhône genevois	31
3.4.2	Haut-Rhône français	32
3.5	<b>Peuplement au niveau des aménagements</b>	36
3.6	<b>Conclusions</b>	38
<b>4</b>	<b><i>Impacts de la MEST sur les poissons</i></b>	<b>39</b>

<b>4.1</b>	<b>Etude bibliographique : principe</b>	<b>39</b>
<b>4.2</b>	<b>Caractérisation des impacts</b>	<b>40</b>
4.2.1	Impacts sur les niveaux trophiques inférieurs	40
4.2.2	Impacts des sédiments fins sur la physiologie et la performance des poissons	42
4.2.3	Impacts des sédiments fins sur le comportement	44
4.2.4	Impacts des sédiments fins sur l'habitat des poissons	45
4.2.5	Conséquences sur les populations et les communautés piscicoles	48
<b>4.3</b>	<b>Hiéarchisation des impacts</b>	<b>48</b>
<b>4.4</b>	<b>Impacts des dragages</b>	<b>50</b>
<b>4.5</b>	<b>Directives internationales et mesures de protection</b>	<b>51</b>
<b>4.6</b>	<b>Conclusion</b>	<b>52</b>
<b>5</b>	<b><i>Evaluation du risque</i></b>	<b>54</b>
<b>5.1</b>	<b>Introduction</b>	<b>54</b>
<b>5.2</b>	<b>Définition du SEV et mode de calcul</b>	<b>55</b>
5.2.1	Le SEV (severity-of-ill-effect)	55
5.2.2	Définition des événements de turbidité	56
5.2.3	Calcul de la magnitude et la durée d'un événement de turbidité	57
5.2.4	Calcul d'un SEV de référence (SEV <sub>ref</sub> )	57
5.2.5	Notion de risque cumulé	58
<b>5.3</b>	<b>Application à la station de mesure en continu sur le Rhône à Jons</b>	<b>58</b>
5.3.1	SEV classés et définition d'une référence	58
5.3.2	Calcul du risque cumulé	61
5.3.3	Effet des dragages	61
<b>6</b>	<b><i>Conclusions, identification des lacunes et proposition d'études complémentaires</i></b>	<b>63</b>
<b>6.1</b>	<b>Conclusions</b>	<b>63</b>
<b>6.2</b>	<b>Lacunes identifiées</b>	<b>64</b>
<b>6.3</b>	<b>Propositions d'études complémentaires</b>	<b>64</b>
	<b><i>Références</i></b>	<b>66</b>
	<b><i>Annexe 1 :</i></b>	<b>75</b>
	<b><i>Annexe 2 :</i></b>	<b>76</b>
	<b><i>Annexe 3 :</i></b>	<b>77</b>
	<b><i>Annexe 4 :</i></b>	<b>78</b>
	<b><i>Annexe 5 :</i></b>	<b>79</b>
	<b><i>Annexe 6 :</i></b>	<b>80</b>

## Liste des figures

Figure 1 : Débit moyen mensuel du Rhône à Brens, sur la période 1956-2003 (débit moyen annuel = 435 m <sup>3</sup> /s ; source : CNR, 2009)	4
Figure 2 : Profil en long du Rhône depuis le Léman jusqu'à son embouchure, avec mention des principaux affluents et des ouvrages hydroélectriques (Source : CNR)	4
Figure 3 : Représentation schématique d'un aménagement « en dérivation » sur le Haut-Rhône (CNR, 2009).	5
Figure 4 : Volume total dragué en nombre d'interventions par aménagement entre 1995 et 2008 (source : CNR, 2009)	6
Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'une drague aspiratrice (CNR, 2009)	7
Figure 6 : Diagramme illustrant les principaux composants pris en compte lors d'une mesure de turbidité et une mesure de matières en suspension totales (d'après Bilotta and Brazier, 2008)	11
Figure 7 : Comparaison de la relation théorique entre turbidité et MEST d'après les classes de qualité du SEQ-Eau v.2 (2003) avec la relation observée à partir des analyses de prélèvements réalisés à l'écluse de Châteauneuf-du-Rhône (Duvert, 2006).	12
Figure 8 : Proportion (en g/kg) des différentes granulométries des sédiments prélevés sur le Rhône au niveau de la vallée bleue, en amont du barrage de Villebois (Bernardin, 2011)	13
Figure 9 : Qualité moyenne des eaux, des MEST et des sédiments en HAP, PCB, pesticides et métaux lourds sur les principales stations RNB du Haut-Rhône, de 1997 à 2002 (CNR, 2005)	13
Figure 10 : Carte figurant les données disponibles de débit, turbidité et MEST sur le Haut-Rhône (modifiée d'après Launay et al., 2012a).	14
Figure 11 : Chronique de turbidité enregistrée sur le Rhône à Pont de Jons de septembre 2010 à janvier 2014 (source : IRSTEA).	15
Figure 12 : distributions des valeurs de MEST mesurées sur le Haut-Rhône dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB) puis du Réseau de Contrôle et de Surveillance dès 2007. La distribution est similaire pour les 5 stations avec une valeur médiane proche de 10 mg/L.	18
Figure 13 : Chronique de turbidité (moyennes journalières) mesurées dans l'Arve au niveau du Bout du Monde à partir des sondes mises en place par l'OFEV et IRSTEA en juin 2012.	19
Figure 14 : Courbes de fréquences de non-dépassement de la MEST (mg/L) pour l'Arve, sur la base des analyses hebdomadaires effectuées de 1965 à 2013 à la station du Bout-du-Monde (n = 3'775, source : OFEV), et pour le Rhône à Jons dans le cadre des mesures mensuelles réalisées par l'Agence de l'Eau de 1970 à 2012 (n = 467).	20
Figure 15 : Variabilité saisonnière des MEST journalières (n = 661) à la station de Jons sur la période 2012-2013 (en haut), et variabilité des débits journaliers mesurés à la station de Lagnieu sur la même période (en bas).	21
Figure 16 : Relation entre la MEST et le débit mesurés (à gauche) dans le Rhône à Jons (débit mesuré à Lagnieu) et (à droite) dans l'Arve à la station Bout du Monde, lors des analyses effectuées entre 1965 et 2013 (données OFEV, Suisse)	22
Figure 17 : Relation entre la MEST (notée Cs, en g/L) et le débit (m <sup>3</sup> /s) dans le Rhône à Creys (source : Launay et al., 2012b)	23
Figure 18 : Concentrations en matières en suspension (g/L) à Pougny et Seyssel en juin 2012. Débit (Q en m <sup>3</sup> /s) à Pougny (OSR, 2013)	24
Figure 19 : Evolution des MEST (mesurées et théoriques) et de la turbidité lors d'une opération de dragage en aval de l'écluse de Vaugris réalisée en le 13 octobre 2004 (CNR, 2009).	26
Figure 20 : Exemple de modélisation de la MEST en fonction de la distance au rejet, lors du dragage du port de Murs-et-Gélignieux du 15/10/2009 au 06/11/2009 (CNR, 2009)	26
Figure 21 : découpage des secteurs de pêche sur le Haut-Rhône et localisation des secteurs de pêche ONEMA (Source : CNR, modifié)	30
Figure 22 : Biomasses capturées par les pêcheurs aux engins, par espèce, sur la période 2000-2009	30
Figure 23 : Densités et biomasses capturées par pêche électrique à la station de Pougny le 28/11/2008	32

Figure 24 : Densités et biomasses moyennes (interannuelles) par espèce lors des inventaires par pêche électrique effectués à la station de Culoz entre 2000 et 2011. _____	33
Figure 25 : Répartition relative des principales familles de poissons capturés dans le Rhône à Culoz. _____	33
Figure 26 : Densités et biomasses moyennes (interannuelles) par espèce lors des inventaires par pêche électrique effectués à la station de Brangues entre 2000 et 2010 (11 opérations d'inventaire). _____	34
Figure 27 : Répartition relatives des principales familles de poissons capturés dans le Rhône à Brangues. _____	34
Figure 28 : Densités et biomasses moyennes (interannuelles) par espèce lors des inventaires par pêche électrique effectués à la station de Jons entre 2000 et 2012. _____	35
Figure 29 : Répartition relative des principales familles de poissons capturés dans le Rhône à Jons. _____	35
Figure 30 : Localisation des stations de pêche au niveau de l'aménagement de Brégnier-Cordon _____	36
Figure 31 : Densités et biomasses moyennes (interannuelles) par espèce lors des inventaires par pêche électrique effectués (a) dans la retenue, (b) dans le Vieux-Rhône, au niveau de l'aménagement de Brégnier-Cordon. Les « o » indiquent l'absence de l'espèce. _____	37
Figure 32 : Nombre de références par année répertoriées dans les moteurs de recherche Web of Science (à gauche) et Google Scholar (à droite) à l'issue d'une requête comportant les mots clés « impact * (fine or suspended) * sediment * fish ». _____	39
Figure 33 : Bilan des effets négatifs des apports de sédiments dans les systèmes aquatiques lotiques. Les rectangles et les ovales représentent respectivement les effets physico-chimiques et les réponses (biologiques et écologiques) directes ou à long terme (d'après Kemp et al., 2011). _____	42
Figure 34 : Modèle conceptuel montrant l'effet des dépôts de sédiments fins sur les habitats de reproduction des salmonidés (frayères) jusqu'à l'émergence des alevins (modifié d'après Sear et al., 2008) _____	46
Figure 35 : Effets de la turbidité et de la durée d'exposition sur les poissons (Grasso et al., 2011 d'après Newcombe and Jensen, 1996). Le rectangle rouge correspond aux durées et niveaux de turbidité généralement observés lors des opérations de dragage. _____	49
Figure 36 : exemple de détermination de la magnitude d'un évènement de turbidité _____	57
Figure 37: Valeurs classées par centile des indices SEV (Severity-of-ill-effect index, selon Newcombe, 2003) correspondant aux 98 évènements de turbidité mesurés à la station de Jons de septembre 2010 à août 2014. Le 90 <sup>ème</sup> centile (noté SEV <sub>90</sub> ) correspond à une valeur de 7.5 (d'après le modèle). _____	59
Figure 38 : Valeurs classées par centile des indices SEV (Severity-of-ill-index, selon Newcombe and Jensen, 1996) correspondant aux 98 évènements de turbidité mesurés à la station de Jons de septembre 2010 à août 2014. Le modèle 1 a été utilisé pour les calculs de SEV (salmonidés adultes) ainsi que le modèle 6 (non-salmonidés). _____	60

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Echelle granulométrique de Wentworth (1922) modifiée dans Malavoi and Souchon (2002)	1
Tableau 2 : Normes de rejet en aval du chantier de dragage en fonction de la turbidité amont (selon l'arrêté inter-préfectoral n°2011077-0004 du 18 mars 2011). Les valeurs sont données en NTUs. Les classes utilisées pour la turbidité amont sont celles du SEQ-Eau V. 2 (2003).	2
Tableau 3 : Débits caractéristiques du Haut-Rhône (Bravard and Clémens, 2008)	3
Tableau 4 : Répartition par objectif des volumes dragués (CNR, 2009)	6
Tableau 5 : Quantité de matières solides remises en suspension lors de dragages et comparaison avec les flux annuels sur le Rhône (CNR, 2009)	8
Tableau 6 : synthèse des données de turbidité et de MEST mesurées à Jons en continu (n = 661 moyennes journalières) ou lors de prélèvements mensuels (n = 467 analyses ponctuelles).	16
Tableau 7 : Comparaison des débits mesurés lors des analyses ponctuelles de MEST avec les débits mesurés en continu au cours de la même période. Le résultat du test de Mann-Whitney-Wilcoxon (test U) est indiqué (* P < 0.05 ; ** P < 0.01 ; *** P < 0.001).	17
Tableau 8 : Bilan des MEST mesurées en différents points du Haut-Rhône lors des chasses de 2000 et 2003 et comparaison avec les MEST maximales enregistrées lors de crues (source : CNR, 2010)	23
Tableau 9 : Comparaison des ordres de grandeur des MEST et des durées observées lors des épisodes de crues, des vidanges de barrages et des opérations de dragage.	27
Tableau 10 : Bilan des inventaires par pêche électrique (EPA ou 1 passage en berge) en 2000 et 2007-2008, et des suivis de la passe-à-poisson du Seujet en 1998-99 et 2006-07 (GREN, 2008). Les codes espèces sont récapitulés dans l'Annexe 3.	31
Tableau 11 : Exemples de requêtes effectuées sur les deux moteurs de recherche ; le nombre de références obtenu est indiqué pour chaque requête.	40
Tableau 12 : Exemples de normes appliquées dans plusieurs états concernant les matières en suspension, d'après Bilotta and Brazier (2008).	52
Tableau 13 : Classification des effets (severity-of-ill-effects) selon Newcombe (2003)	55
Tableau 14 : Exemple de chronique de turbidité sur le Haut-Rhône, avec différents seuils pour la définition des événements de turbidité.	56
Tableau 15 : Exemple de table reportant des valeurs de magnitude et de temps pour des événements de turbidité dont le $SEV_{ref} = 7.5$ à la station de Jons	60
Tableau 16 : Calcul des valeurs de risque cumulé (CTR) par année, en fonction de la pluviométrie mesurée.	61

# 1 Contexte et objectifs

## 1.1 Contexte de l'étude

L'aménagement du Rhône pour la navigation et la production hydroélectrique, les endiguements, et les extractions de sédiments dans le cours principal et les affluents ont fortement perturbé le transit des matériaux solides (Bravard and Clémens, 2008). En particulier, le transport par charriage (matériaux grossiers, diamètre  $\varnothing > 1 - 2$  mm : sables grossiers, graviers, cailloux, pierres) a été fortement réduit. Le transport en suspension (sables fins et limons ; Tableau 1) a également diminué, notamment à cause du piégeage dans les retenues, mais la charge de matériaux qui transite le long du fleuve est encore très importante (env. 10 Mt/an ; IRS, 2001).

TABLEAU 1 : ECHELLE GRANULOMÉTRIQUE DE WENTWORTH (1922) MODIFIÉE DANS MALAVOI AND SOUCHON (2002)

Classe granulométrique	Classe de taille (diamètre en mm)
Rochers	> 1024
Blocs	256 - 1024
Pierres grossières	128 - 256
Pierres fines	64 - 128
Cailloux grossiers	32 - 64
Cailloux fins	16 - 32
Graviers grossiers	8 - 16
Graviers fins	2 - 8
Sables grossiers	0.5 - 2
Sables fins	0.0625 - 0.5
Limons	0.0039 - 0.0625
Argiles	< 0.0039

Compte-tenu des perturbations du transport solide et des divers usages du fleuve, il est apparu la nécessité de "gérer les sédiments" (Savey *et al.*, 1983). Cette gestion passe par une extraction ou une remobilisation des matériaux, afin de satisfaire aux besoins de la navigation (maintien d'un chenal navigable), de l'exploitation hydroélectrique, de l'entretien des ouvrages (barrages, vannes...), de l'entretien du lit des Vieux-Rhône, ou dans un objectif sécuritaire de protection contre les crues.

Les matériaux grossiers étaient encore récemment extraits du lit (pour un volume annuel de 900'000 m<sup>3</sup>.an<sup>-1</sup>), tandis que les matériaux fins étaient souvent simplement remobilisés (déplacés hydrauliquement ou mécaniquement vers l'aval ; volume annuel estimé de 1'100'000 m<sup>3</sup>.an<sup>-1</sup> ; IRS, 2001). Les extractions en lit mineur sont aujourd'hui interdites (arrêtés du 22 septembre 1994 et du 30 mai 2008), seul un déplacement des matériaux peut être autorisé.

Les dépôts de sédiments fins se créent à la faveur de zones lenticules ou de configurations morphologiques particulières. Selon l'ampleur du dépôt, il peut s'avérer nécessaire d'agir mécaniquement afin de déplacer les matériaux plus en aval. Cela constitue les opérations de dragage ou de curage (dont les champs d'application sont précisés à l'article L-215-15 du Code de l'Environnement). La Compagnie Nationale du Rhône (CNR) utilise pour cela la technique dite de "dragage à l'américaine" (Harvey and Lisle, 1998), qui consiste à aspirer le sédiment fin depuis une barge pour le rejeter quelques dizaines ou centaines de mètres vers

l'aval. Ainsi remis en suspension, le sédiment génère de la turbidité, modifiant les paramètres physico-chimiques de l'eau, et peut donc potentiellement avoir un impact sur l'habitat et la faune aquatiques.

L'article 4.4 de l'arrêté inter-préfectoral n°2011077-0004 du 18 mars 2011 précise les mesures de pilotage du chantier. La maîtrise de l'incidence de l'opération de dragage est contrôlée par le paramètre turbidité. Actuellement, les normes inter-préfectorales de rejet autorisent une augmentation de turbidité à l'aval du chantier comprise entre 10 et 30 NTU (NTU = nephelometric turbidity unit ; 1 NTU correspondant à  $\approx$  1 mg/l de matières en suspension totales ou MEST), selon la valeur observée en amont du chantier (Tableau 2). La mesure aval est faite à 3km, au plus, à l'aval du point de restitution des sédiments.

TABLEAU 2 : NORMES DE REJET EN AVAL DU CHANTIER DE DRAGAGE EN FONCTION DE LA TURBIDITÉ AMONT (SELON L'ARRÊTÉ INTER-PRÉFECTORAL N°2011077-0004 DU 18 MARS 2011). LES VALEURS SONT DONNÉES EN NTUS. LES CLASSES UTILISÉES POUR LA TURBIDITÉ AMONT SONT CELLES DU SEQ-EAU V. 2 (2003).

Turbidité à l'amont du chantier	Ecart maximal de turbidité entre l'amont et l'aval
inférieure à 15	10
entre 15 et 35	20
entre 35 et 70	20
entre 70 et 100	20
supérieure à 100	30

Il est cependant difficile de savoir si ces normes garantissent une bonne préservation du compartiment biologique, en particulier de la faune piscicole. *A priori* d'un impact assez local, ces opérations de gestion sont par ailleurs courantes et s'effectuent sur l'ensemble du Rhône, et surtout aucune évaluation précise des conséquences résultant de ce type d'opération n'a été réalisée.

## 1.2 Secteur d'étude

### 1.2.1 Le Haut-Rhône

Le présent rapport se focalise sur l'entité hydrographique du Haut-Rhône français, compris entre le Léman et la Saône. Dans ce secteur, la turbidité naturelle de l'eau est généralement faible (< 15 NTU) si bien que les normes de rejet en aval des dragages sont les plus restrictives (Tableau 2) et limitent en conséquence le rendement des dragues.

Depuis la sortie du Léman jusqu'au niveau de la confluence avec la Saône, le Haut-Rhône a une pente moyenne de 0,1 % (1 m/km) et draine un bassin de 12 300 km<sup>2</sup> (auquel il faut

ajouter 8 000 km<sup>2</sup> si l'on englobe le Rhône alpestre et le bassin lémanique). Sur ce tronçon, le fleuve rencontre une succession de gorges étroites (défilés de Bellegarde et de Yenne), et de plaines aux champs d'inondation étendus (marais de Chautagne et Lavours, plaine de Yenne). Il reçoit les eaux de deux affluents majeurs : l'Arve et l'Ain. L'Arve est le seul affluent alpestre en aval du Léman, qui draine les eaux du Mont Blanc et de terrains de nature variée (Bravard and Clémens, 2008), sur un bassin versant de 2 060 km<sup>2</sup>. Plus en aval, la rivière d'Ain constitue un affluent majeur du Haut-Rhône en rive droite, qui draine la partie occidentale du Jura méridional (Bravard and Clémens, 2008).

Le Rhône dans son ensemble présente une certaine stabilité des fonds et une capacité de charriage réduite, essentiellement à cause de la multiplication des aménagements (barrages, retenues,...). Sur le Haut-Rhône, le transit des graviers venant de l'Arve est totalement interrompu par le barrage de Génissiat. En Chautagne, le transit résiduel est d'environ 2000 m<sup>3</sup>/an (IRS, 2001). Les apports en graviers sont essentiellement limités à la rivière d'Ain (60'000 m<sup>3</sup>/an selon IRS, 2001). Le flux de matière en suspension est d'environ 2 Mt/an au niveau de Génissiat, alors qu'il dépasse les 10 Mt/an au niveau d'Arles.

### 1.2.2 Hydrologie

Le Rhône est caractérisé par des débits importants toute l'année et relativement réguliers, ce qui en fait le fleuve français le plus puissant. En outre, son débit spécifique ou module annuel relatif (débit rapporté par unité de surface de bassin versant) est le plus important d'Europe. Cette caractéristique provient de la diversité des régimes et de la puissance de ses affluents (IRS, 2001).

		Aval confluence de l'Arve	Amont confluence de l'Ain	Amont confluence de la Saône
Débit caractéristiques du Rhône (m <sup>3</sup> /s)	Bassin versant (km <sup>2</sup> )	10 320	15 380	20 300
	Module annuel relatif (l/s/km <sup>2</sup> ) <sup>(1)</sup>	32	30	30
	Module annuel <sup>(1)</sup>	335	455	600
	Débit semi permanent <sup>(1)</sup>	300	415	525
	Étiage <sup>(1)</sup> conventionnel	120	180	215
	VCN30 <sup>(1)</sup>	90	120	175
	Crue annuelle <sup>(1)</sup>	700	990	1460
	Crue décennale <sup>(2)</sup>	1200	1800	3100
	Crue centennale <sup>(2)</sup>	1450	2400	4250
	Crue millénale <sup>(2)</sup>	1800	2950	5300

TABLEAU 3 : DÉBITS CARACTÉRISTIQUES DU HAUT-RHÔNE (BRAVARD AND CLÉMENS, 2008)

En effet, son régime hydrologique évolue au long de son cours en fonction des trois alimentations présentes sur son bassin versant : la fonte des glaciers alpestres, la fonte nivale et les précipitations liquides (Bravard and Clémens, 2008). Le débit de crue décennale n'est pas plus élevé que 5 à 6 fois le débit moyen annuel (Tableau 3). A Genève, le module interannuel est de  $250 \text{ m}^3/\text{s}$  ; en amont de la confluence avec la Saône, il est de  $600 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Au niveau des fluctuations saisonnières, les crues les plus fortes sont souvent observées de mai à août (Figure 1) ; les basses eaux s'étalent de septembre à décembre.

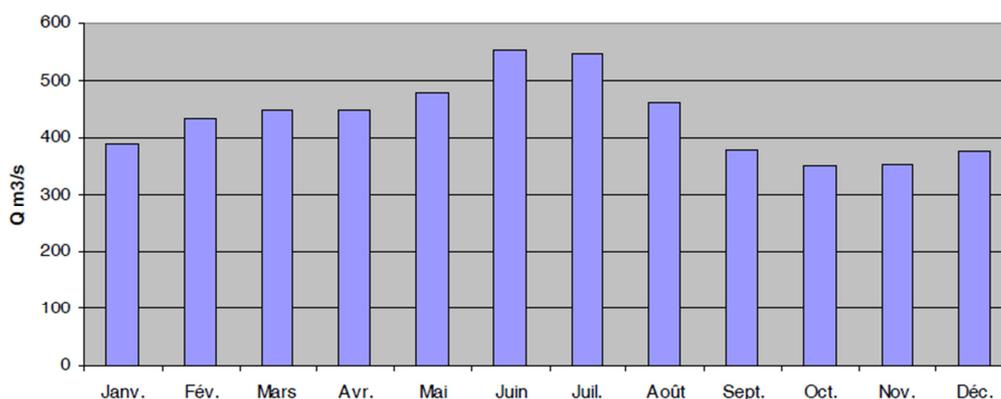


FIGURE 1 : DÉBIT MOYEN MENSUEL DU RHÔNE À BRENS, SUR LA PÉRIODE 1956-2003 (DÉBIT MOYEN ANNUEL =  $435 \text{ M}^3/\text{s}$  ; SOURCE : CNR, 2009)

### 1.2.3 Les aménagements sur le Haut-Rhône

Située à la frontière franco-suisse, l'usine hydroélectrique de Chancy-Pougny (construite entre 1920 et 1924) est gérée par la Société des Forces Motrices de Chancy-Pougny (SFMPC), dont les Services Industriels de Genève (SIG) et la CNR sont les actionnaires. Puis, le secteur du Haut-Rhône est sous concession CNR de la frontière suisse jusqu'à l'aval de la chute de Sault-Brenaz, avec la présence de 6 aménagements (Figure 2): Génissiat (1948), Seyssel (1952), Chautagne (1980), Belley (1982), Brégnier-Cordon (1984) et Sault-Brenaz (1986).

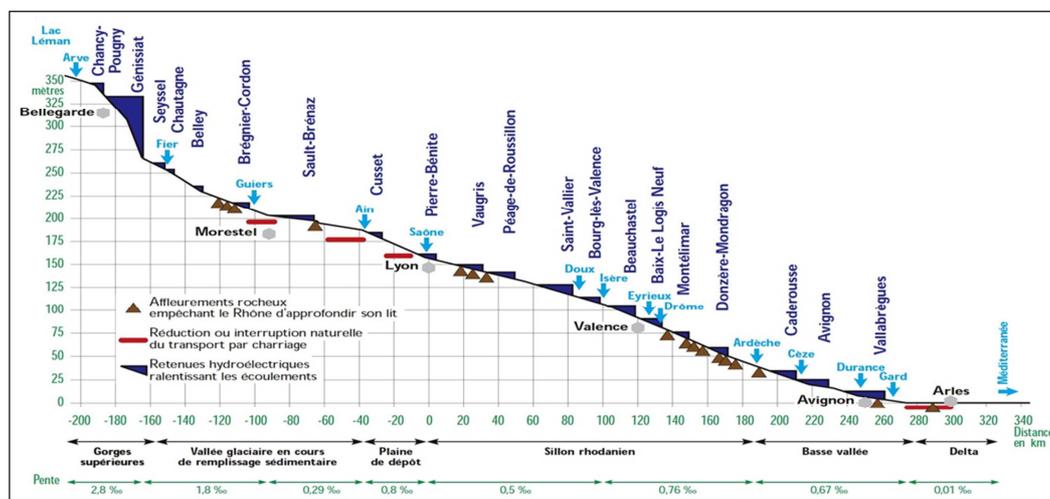


FIGURE 2 : PROFIL EN LONG DU RHÔNE DEPUIS LE LÉMAN JUSQU'À SON EMBOUCHURE, AVEC MENTION DES PRINCIPAUX AFFLUENTS ET DES OUVRAGES HYDROÉLECTRIQUES (SOURCE : CNR)

On distingue deux types d'aménagements CNR sur le Haut-Rhône :

- Les retenues de Génissiat (1948) et Seyssel (1952) ne comportent pas d'ouvrage de dérivation des débits. Ces aménagements sont constitués d'un barrage de retenue sur le fleuve et d'une usine hydroélectrique intégrée au barrage. L'aménagement de Génissiat, le plus en amont, est un barrage de haute chute (hauteur maximum de chute de 67 m) ; l'aménagement de Seyssel est un ouvrage de basse chute (8,25 m), mis en place pour régulariser le débit du fleuve, en compensant les éclusées de Génissiat.
- Tous les autres aménagements sont des basses chutes qui fonctionnent selon le même modèle dit « en dérivation » (Figure 3). Ces aménagements ont été mis en service entre 1980 et 1986. Un canal de dérivation capte l'essentiel du débit du Rhône. L'usine hydroélectrique est installée dans ce canal qui prend le nom de canal d'amenée à l'amont de l'usine et canal de fuite à la sortie. La chute à l'usine est obtenue par relèvement du niveau d'eau dans la retenue. Le tronçon du Rhône court-circuité (Vieux-Rhône) est alimenté par un débit minimum réglementé, qui est régulé au niveau du barrage.

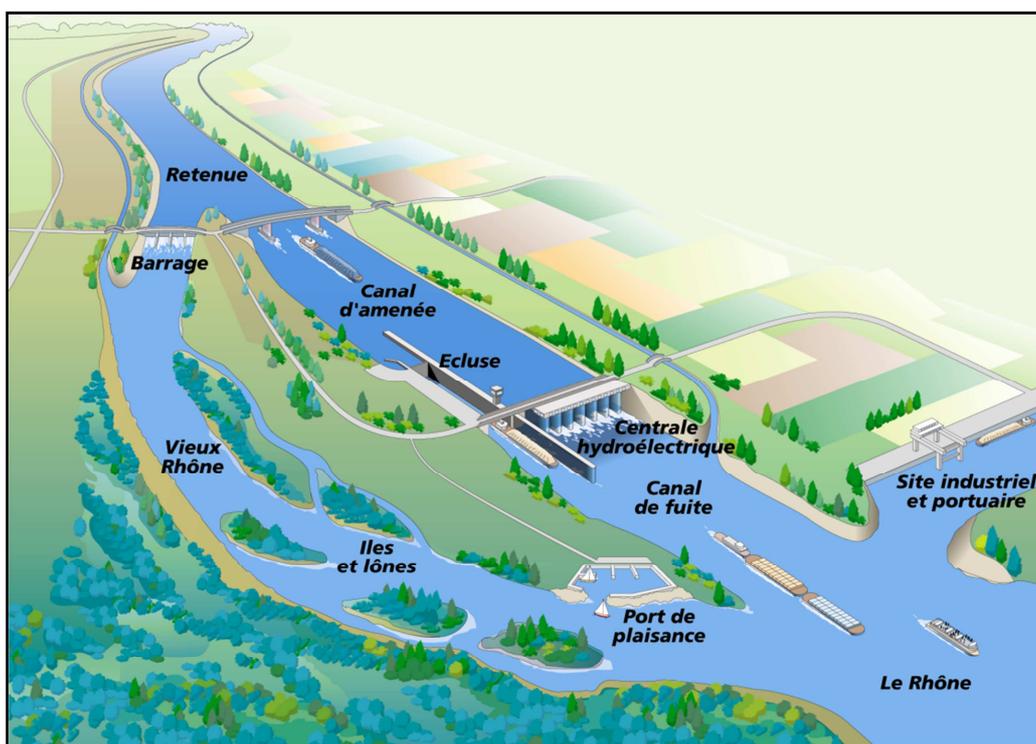


FIGURE 3 : REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE D'UN AMÉNAGEMENT « EN DÉRIVATION » SUR LE HAUT-RHÔNE (CNR, 2009).

### 1.3 Les dragages

Dans le Haut-Rhône, la Compagnie Nationale du Rhône n'est pas confrontée à une sédimentation massive. Les zones à entretenir par dragages sont situées essentiellement au niveau des garages d'écluses (zones destinées au stationnement des bateaux dans l'attente

d'être éclusés), des confluences, du chenal de navigation ou encore à proximité des ouvrages (Tableau 4). La maintenance des voies navigables représente le plus gros poste de dragages, en particulier au niveau des garages d'écluses, qui sont des zones lenticules, très propices à la décantation. L'aménagement des retenues favorise également les décantations, en particulier dans le cours aval des affluents et dans le Rhône lui-même (cônes de déjection). En outre, beaucoup de petites opérations d'entretien sont nécessaires au bon fonctionnement des différents ouvrages (prises d'eau, contre-canaux, rampes à bateaux, stations de mesures, échelles limnimétriques, siphons, aqueducs, déversoirs, passes à poissons, quais, bassins de joutes, ...).

TABLEAU 4 : RÉPARTITION PAR OBJECTIF DES VOLUMES DRAGUÉS (CNR, 2009)

Navigation	<b>46 % (dont garages d'écluses 27%)</b>
Ecoulement des crues	<b>37 % (dont affluents-confluences 27%)</b>
Entretien des ouvrages	<b>9%</b>
Environnement	<b>8%</b>

Sur le Haut-Rhône, en moyenne, les matériaux dragués sont en majorité constitués de limons et sables (75%) et de graviers (25%). Les volumes dragués sont de 100'000 m<sup>3</sup>/an (min = 1'000 m<sup>3</sup> ; max = 350'000 m<sup>3</sup>), ce qui est faible par rapport au Bas-Rhône (Figure 4). Les dragages concernent majoritairement des petits volumes (< 2'000 m<sup>3</sup>). Les volumes importants (15'000 à 35'000 m<sup>3</sup>) représentent 27% des opérations de dragage (CNR, 2009). La fréquence des dragages est globalement plus faible que sur le Bas-Rhône ; 54% des opérations de dragages sur le Haut-Rhône sont peu fréquentes (>10 ans).

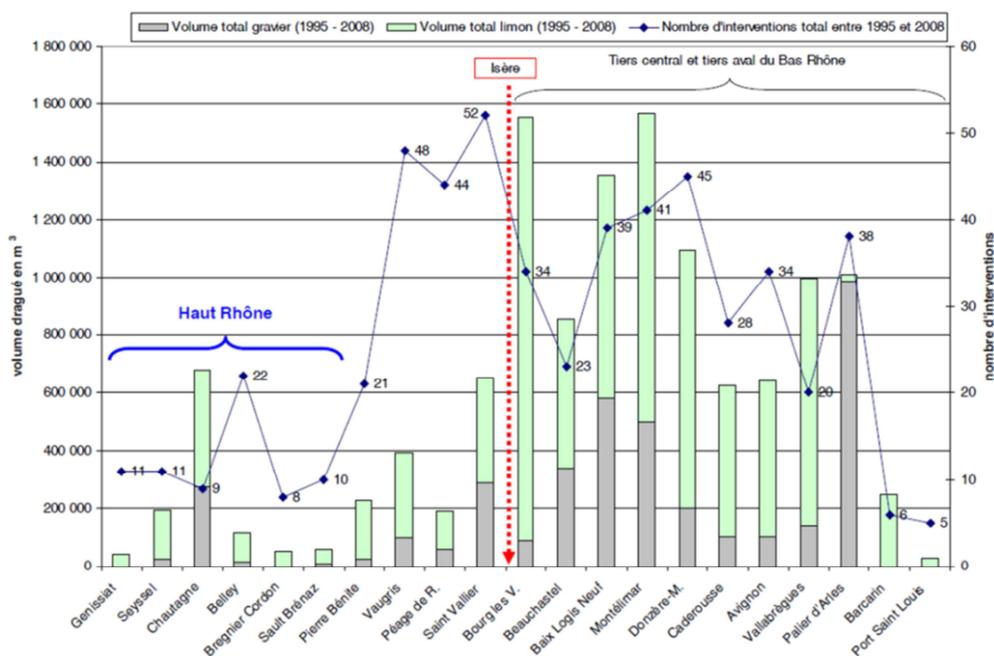


FIGURE 4 : VOLUME TOTAL DRAGUÉ EN NOMBRE D'INTERVENTIONS PAR AMÉNAGEMENT ENTRE 1995 ET 2008 (SOURCE : CNR, 2009)

Selon une exigence de la nouvelle loi sur l'eau (arrêté du 30 mai 2008), les matériaux dragués doivent être restitués au Rhône dans la mesure où leur qualité le permet. Ceci nécessite au préalable des analyses des contaminants potentiellement présents. Les matériaux trop contaminés pour être restitués au fleuve sont gérés selon les critères de la réglementation sur les déchets (CNR, 2009).

Les matériels employés sont majoritairement les dragues aspiratrices (pour les limons). Les matériaux à évacuer sont désagrégés par un « cutter » avant d'être aspirés, refoulés dans une conduite, puis restitués au fleuve dans une zone plus courante où ils sont remis en suspension (Figure 5). Une autre approche consiste à employer des pelles sur ponton en vue d'un clapage. Le clapage est un mode de restitution des matériaux au fleuve à partir d'un chaland dont le fond s'ouvre et libère rapidement un gros volume de matériaux.

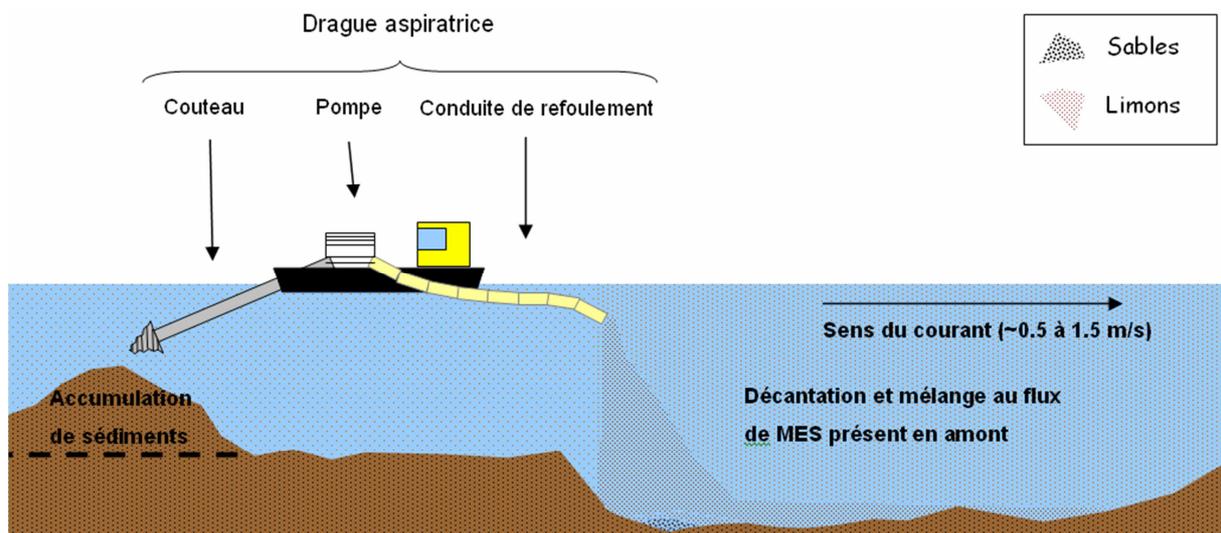


FIGURE 5 : SCHÉMA DE FONCTIONNEMENT D'UNE DRAGUE ASPIRATRICE (CNR, 2009)

Une drague aspiratrice a un rendement solide maximum de 200 à 300 m<sup>3</sup>/h (volume de sédiments extraits par heure). Les petites dragues ont des rendements de 50 m<sup>3</sup>/h. La durée moyenne d'un chantier est de l'ordre de 3 à 4 semaines (CNR, 2009).

En moyenne, environ 2 millions de tonnes de matières solides en suspension transitent naturellement chaque année entre Génissiat et Sault-Brénaz. La remise en suspension de matériaux fins par les dragages (entre 1995 et 2006) représente moins de 3% du transport solide naturel au niveau de chaque chute (Tableau 5).

TABLEAU 5 : QUANTITÉ DE MATIÈRES SOLIDES REMISES EN SUSPENSION LORS DE DRAGAGES ET COMPARAISON AVEC LES FLUX ANNUELS SUR LE RHÔNE (CNR, 2009)

Chute	Volume en m <sup>3</sup>	Masse en T	Masse annuelle moyenne en T	Transport solide annuel en suspension du Rhône en T (1)	Proportion
Génissiat	258 945	517 890	43 158	2 000 000	2.2%
Seyssel	170 010	340 020	28 335	2 200 000	1.3%
Chautagne	193 884	387 768	32 314	2 600 000	1.2%
Belley	105 213	210 426	17 536	2 600 000	0.7%
Brégnier Cordon	52 705	105 410	8 784	2 600 000	0.3%
Sault Brénaz	45 091	90 182	7 515	2 800 000	0.3%

Ces données synthétiques quantitatives ne sont pas assez informatives pour inférer l'existence ou l'absence d'impact des opérations de dragages sur les organismes aquatiques. Une analyse plus fine des modalités de remise en suspension lors de ces opérations doit être entreprise et comparée aux flux naturels de MEST à des débits moyens et lors de crues.

#### 1.4 Objectifs et démarche

Les objectifs sont :

- de dresser un état des connaissances des effets des matières en suspension dans l'eau sur la faune piscicole ;
- d'évaluer les conséquences potentielles des opérations de dragage d'entretien sur ces organismes dans le secteur géographique du Haut-Rhône ;
- d'identifier les questions en suspens.

Dans un premier temps, les données disponibles relatives aux concentrations en matières en suspension du Haut-Rhône (du Léman jusqu'à Lyon), à la structure du peuplement piscicole ainsi qu'aux effets des MEST sur la santé des poissons seront compilées. Puis, une modélisation des effets à partir de modèles récemment développés dans la littérature sera réalisée dans le but de comparer les dommages théoriques sur la faune piscicole dans le cas de phénomènes naturels (crues) ou d'opérations de dragages. Enfin, les principales lacunes seront identifiées et des expérimentations complémentaires seront proposées dans le but de préciser les impacts des opérations de dragages sur le peuplement piscicole.

## 2 Les sédiments fins dans le Haut Rhône

---

### 2.1 Définitions

Les géomorphologues divisent la charge sédimentaire solide des cours d'eau en deux catégories : la charge en suspension et la charge de fonds (Richards, 1982). La charge en suspension est composée de particules fines (argiles et limons), allant parfois jusqu'aux sables grossiers, dont la concentration est limitée par la vitesse de l'eau et les turbulences. La charge de fonds est composée de particules plus grosses qui se déplacent par glissement, roulement ou saltation sur la surface du substrat (Waters, 1995). La taille séparant les sédiments en suspension des sédiments déposés est habituellement de 62  $\mu\text{m}$ . Toutefois, cette limite est très variable puisque dans des conditions de pente importante et de forte vitesse d'écoulement, les sables fins à grossiers peuvent être entraînés avec les sédiments en suspension.

Les sédiments fins sont définis comme l'ensemble des particules organiques et inorganiques de taille inférieure à 1 mm (Kemp *et al.*, 2011) ou 2 mm (Wood and Armitage, 1997 ; Owens *et al.*, 2005). Ils englobent ainsi les particules sableuses (> 62 et < 2000  $\mu\text{m}$ ), limoneuses (> 4 et < 62  $\mu\text{m}$ ) et argileuses (< 4  $\mu\text{m}$ ), mais aussi des composés organiques et inorganiques finement divisés, des algues, des bactéries et d'autres organismes microscopiques (Droppo, 2001). Les sédiments fins sont des composants naturels et essentiels des écosystèmes aquatiques, provenant en premier lieu de l'érosion naturelle des cours d'eau. Toutefois, dans de nombreux bassins versants anthropisés, ils sont également relargués par l'agriculture, la foresterie, l'exploitation minière ou encore l'urbanisation. Les caractéristiques des sédiments fins sont très variables en fonction de la géologie, la géomorphologie, le climat et les précipitations, l'érosion et les mécanismes de transfert (Wood and Armitage, 1997). Les particules de diamètre < 62  $\mu\text{m}$  ont en outre une importance notable dans les flux biogéochimiques des systèmes d'eau courante, puisqu'ils peuvent s'associer à différents contaminants et nutriments, tels que les PCB, dioxines, métaux lourds, phosphore,... (Owens *et al.*, 2005).

Les biologistes s'intéressent plus particulièrement aux effets de la charge sédimentaire sur les organismes aquatiques ; ils dissocient ainsi *i)* la concentration en sédiments ou matières en suspension (MEST), qui affecte la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse des plantes ainsi que la capacité visuelle des organismes, et *ii)* le degré de sédimentation sur le fond du lit (lié au transport de fonds), qui affecte davantage la quantité et la qualité de l'habitat disponible pour les macroinvertébrés et les poissons. Dans le milieu naturel, le degré de sédimentation est souvent plus délicat à évaluer concernant son impact direct sur les organismes que la concentration en matières en suspension (Waters, 1995).

## 2.2 Méthodes de mesure

### - Quantification pondérale (ppm ; mg/L)

La concentration en matières en suspension totales est communément appelée MEST (en anglais TSS pour « total suspended solids ») et doit être mesurée au laboratoire dans des échantillons d'eau prélevés. Les échantillons de volumes connus sont filtrés sur membrane de porosité 0.7  $\mu\text{m}$ , puis le résidu est pesé après dessiccation (Bilotta and Brazier, 2008). Les résultats sont susceptibles de varier en fonction de l'échantillonnage, du mode opératoire (type de membrane et quantité filtrée) et de la nature des matériaux (Dupont *et al.*, 2001). La MEST est exprimée en milligrammes de résidus secs par litre d'eau filtrée (mg/L).

Cette méthode reste lourde et peu adaptée à un suivi continu, en particulier dans des bassins versants urbanisés dans lesquels des changements rapides de qualité des eaux peuvent se produire sur des pas de temps très courts, souvent en réponse à des événements de précipitations.

### - Turbidité

La turbidité est une mesure de la réduction de transparence ou de clarté d'un liquide, qui est causée par des substances organiques ou minérales dissoutes ou en suspension dans la colonne d'eau (ISO, 1999). Elle est l'expression directe des propriétés optiques du liquide qui disperse ou absorbe certains rayons au lieu de les transmettre en ligne droite à travers la colonne d'eau (McCoy, 2013). Ces propriétés d'absorption ou de dispersion sont étroitement liées à la présence de matériaux dissous ou en suspension, tels que les particules d'argile, les limons, sables, algues, matière organique fine, plancton et autres microorganismes microscopiques (Figure 6). En outre, les bulles de gaz et les éléments dissous tels que les acides organiques peuvent engendrer de la turbidité. La turbidité peut être mesurée en laboratoire sur des échantillons d'eau mais également *in situ* à l'aide de sondes.

La méthode la plus fiable pour mesurer la turbidité est la néphélométrie. Le néphélomètre mesure la quantité de lumière dispersée par les particules en suspension. L'unité de mesure est le NTU (nephelometric turbidity unit).

### - Relation MEST-Turbidité

La réalisation de mesures de turbidité et de MEST sur les mêmes échantillons d'eau permet d'établir une calibration directe entre ces deux paramètres. Lorsqu'une fraction majoritaire de la turbidité totale provient de matériaux solides décantables, une relation entre la turbidité et le TSS est attendue mais dépend fortement du site de prélèvement (Duchrow and Everhart, 1971). La pente de la droite de régression dépend de la nature et de la taille des sédiments en suspension, de la présence de phytoplancton, de particules humiques dissoutes et de particules minérales dissoutes (Figure 6); différentes valeurs de turbidité

peuvent ainsi être mesurées dans des eaux présentant des MEST identiques (Robertson-Bryan Inc., 2006).

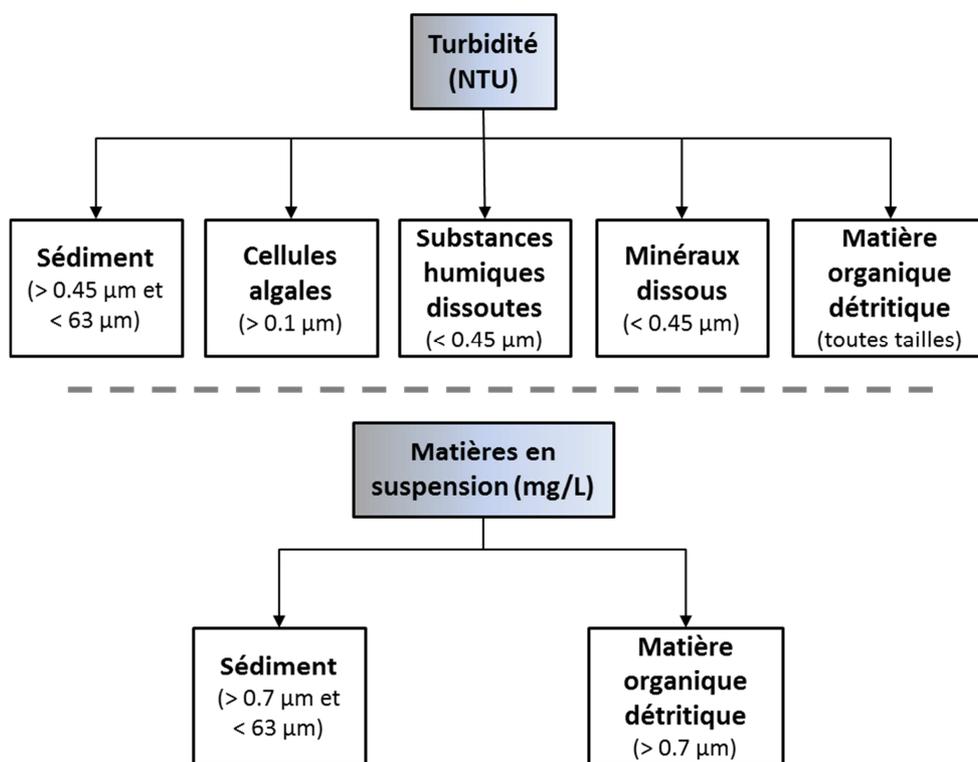


FIGURE 6 : DIAGRAMME ILLUSTRANT LES PRINCIPAUX COMPOSANTS PRIS EN COMPTE LORS D'UNE MESURE DE TURBIDITÉ ET UNE MESURE DE MATIÈRES EN SUSPENSION TOTALES (D'APRÈS BILOTTA AND BRAZIER, 2008)

De nombreuses équations de régression ont ainsi été publiées (Waters, 1995). Toutefois, une attention particulière doit être apportée lors de l'utilisation des mesures de turbidité comme mesure de la concentration en sédiments en suspension (p. ex., Duchrow and Everhart, 1971). En effet, dans certains cas, les effets de la taille des particules, leur forme ou l'indice de réfraction des sédiments peuvent conduire à une mauvaise corrélation entre turbidité et MEST (McCoy, 2013). La présence de bulles près de la sonde, ou des problèmes de maintenance et de calibration de la sonde, peuvent également être à l'origine de faibles corrélations.

Sur le Haut-Rhône, les travaux de Bernardin (2011) ont permis de déterminer la relation entre la turbidité et la MEST au niveau de la vallée bleue (amont barrage de Villebois), sur la base de prélèvements de sédiments remis en suspension. Le modèle de régression suivant a été défini à partir des données :

$$\text{Turbidité} = 0.5597 \times \text{MEST} + 37.653 \quad (R^2 = 0.9721)$$

Ainsi, une turbidité de 100 NTU correspond à une concentration de 111 mg/L, ce qui est peu éloigné de la correspondance  $1 \text{ NTU} \leftrightarrow 1 \text{ mg/L}$ . Pour des turbidités plus élevées, l'écart devient plus important, 1'000 NTU correspond ainsi à 1'719 mg/L.

Cette relation est toutefois différente de celle déterminée par IRSTEA à Jons ou encore à Lyon Perrache (OSR, 2013), dans le cadre de l'enregistrement de la turbidité en continu, couplé à des analyses ponctuelles de MEST :

Jons :  $\text{Turbidité} = \text{MEST} \times 0.87$  (source : OSR ;  $R^2$  non communiqué)

Lyon Perrache :  $\text{Turbidité} = \text{MEST} \times 1.19$  ( $R^2 = 0.99$ )

En outre, sur le Bas-Rhône au niveau du garage amont de l'écluse Châteauneuf-du-Rhône, la pente de la droite de régression a été évaluée à 1.04 (Figure 7 ; Duvert, 2006). Ces écarts importants peuvent être liés à la nature et à la taille des particules. D'autre part, Thollet *et al.* (2013) ont montré des variations notables du coefficient de la droite de régression entre turbidité et MEST, lors de 7 événements hydrologiques (dont des chasses) observés à différentes époques de l'année sur l'Arc en Maurienne.

La variabilité des relations entre turbidité et MEST pose problème au niveau de l'application des grilles de qualité du SEQ-Eau v.2 (2003). Celles-ci fixent la correspondance entre les deux paramètres sur la base d'échantillons de référence analysés en laboratoire (Figure 7). En laboratoire, la turbidité mesurée sur des prélèvements sédimentaires remis en suspension est généralement sous-évaluée par rapport à la turbidité mesurée en milieu naturelle, qui prend en compte les colorations induites par les matériaux dissous ou les algues unicellulaires (Duvert, 2006). Lorsque la pente de la droite de régression est supérieure à 0.68, la turbidité devient le paramètre déclassant (Duvert, 2006).

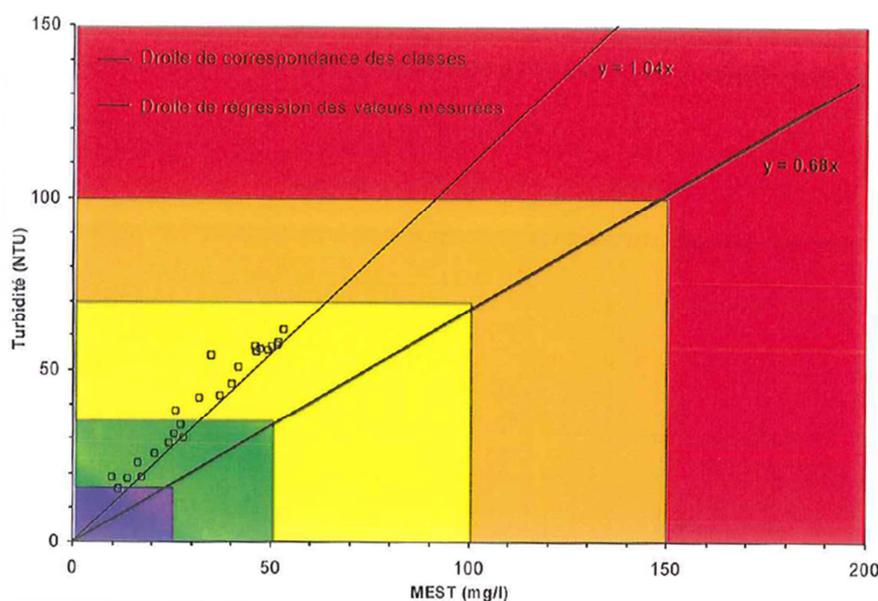


FIGURE 7 : COMPARAISON DE LA RELATION THÉORIQUE ENTRE TURBIDITÉ ET MEST D'APRÈS LES CLASSES DE QUALITÉ DU SEQ-EAU v.2 (2003) AVEC LA RELATION OBSERVÉE À PARTIR DES ANALYSES DE PRÉLÈVEMENTS RÉALISÉS À L'ÉCLUSE DE CHÂTEAUNEUF-DU-RHÔNE (DUVERT, 2006).

## 2.3 Composition des sédiments du Haut-Rhône

La composition sédimentaire est variable en fonction de la localisation (chenal, retenues, vieux-Rhône,...). Au niveau des sites d'accumulation gérés par dragages, on constate une prédominance de sédiments fins, par rapport aux sables et graviers (Figure 8). D'une manière générale, 65% des opérations de dragage concernent des sédiments sablo-limoneux.

Granulométrie	Vallée bleue
Sables grossiers g/kg	32.5
Sables fins g/kg	186.5
Limons grossiers g/kg	228.25
Limons fins g/kg	356.5
Argile g/kg	204.75

FIGURE 8 : PROPORTION (EN G/KG) DES DIFFÉRENTES GRANULOMÉTRIES DES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS SUR LE RHÔNE AU NIVEAU DE LA VALLÉE BLEUE, EN AMONT DU BARRAGE DE VILLEBOIS (BERNARDIN, 2011)

## 2.4 Qualité des sédiments

Les matériaux fins (limons) sont susceptibles de fixer des micropolluants. Les sédiments du Rhône affichent une contamination chronique de Pougny à Arles. Il s'agit essentiellement de nickel et dans une moindre mesure de cuivre et d'arsenic. Une pollution plus irrégulière par le chrome est aussi mise en évidence. Globalement, les HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques) décrivent une qualité moyenne sur la totalité du linéaire du fleuve (CNR, 2009). Le Haut-Rhône se caractérise toutefois par une bonne qualité d'après la station RNB de Culoz (CNR, 2009).

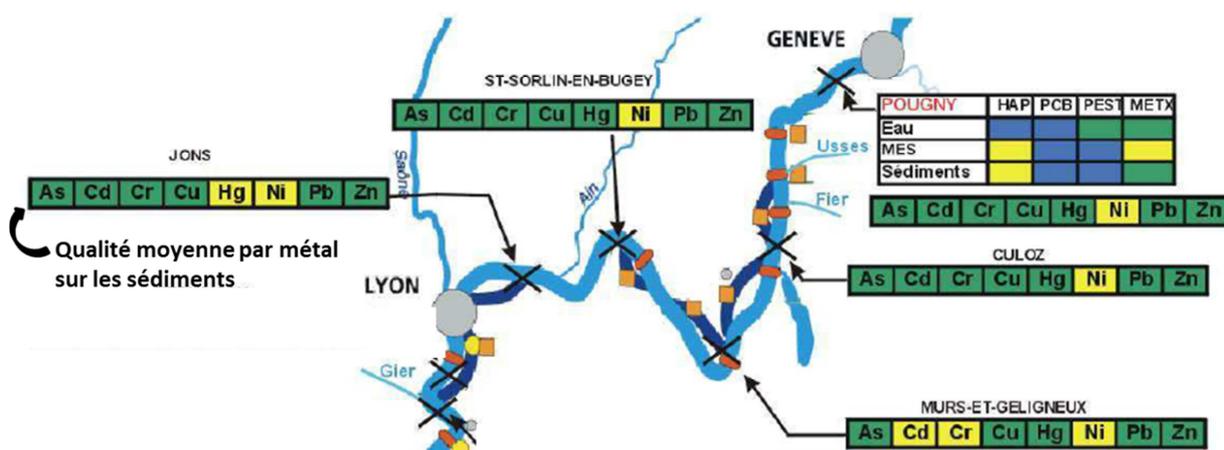


FIGURE 9 : QUALITÉ MOYENNE DES EAUX, DES MEST ET DES SÉDIMENTS EN HAP, PCB, PESTICIDES ET MÉTAUX LOURDS SUR LES PRINCIPALES STATIONS RNB DU HAUT-RHÔNE, DE 1997 À 2002 (CNR, 2005)

Le relargage de polluants (métaux et ammoniacque) à partir de matériaux remis en suspension est un phénomène modeste sur le Rhône ; en ce qui concerne les PCB, des phénomènes de relargage restent également possibles mais semblent limités du fait du caractère hydrophobe de ces composés (Collilieux and Clément, 2008).

## 2.5 Données disponibles sur le Haut-Rhône

Deux catégories de données de turbidité et/ou de MEST ont été collectées :

- ✓ Des mesures de turbidité en continu (Figure 10) : sur le Haut-Rhône, des enregistrements en continu sont réalisés au niveau des centrales de Creys et du Bugéy, ainsi qu'à Jons. Les données provenant des stations de mesure installées par EDF au niveau des centrales du Bugéy et de Creys ne sont pour l'instant pas publiques. Nous nous sommes focalisés sur les données provenant de la station de Jons, ainsi que sur celles enregistrées dans l'Arve à titre de comparaison.
- ✓ Des mesures ponctuelles de MEST, réalisées essentiellement dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB) de l'Agence de l'eau de 1970 à 2006. Certaines stations du RNB sont devenues des stations intégrées au Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) dès 2007. Ces stations sont situées au niveau de Pougny, Culoz, Bregnier-Cordon, St-Sorlin, Jons et dans l'Arve (station Bout-du-Monde).

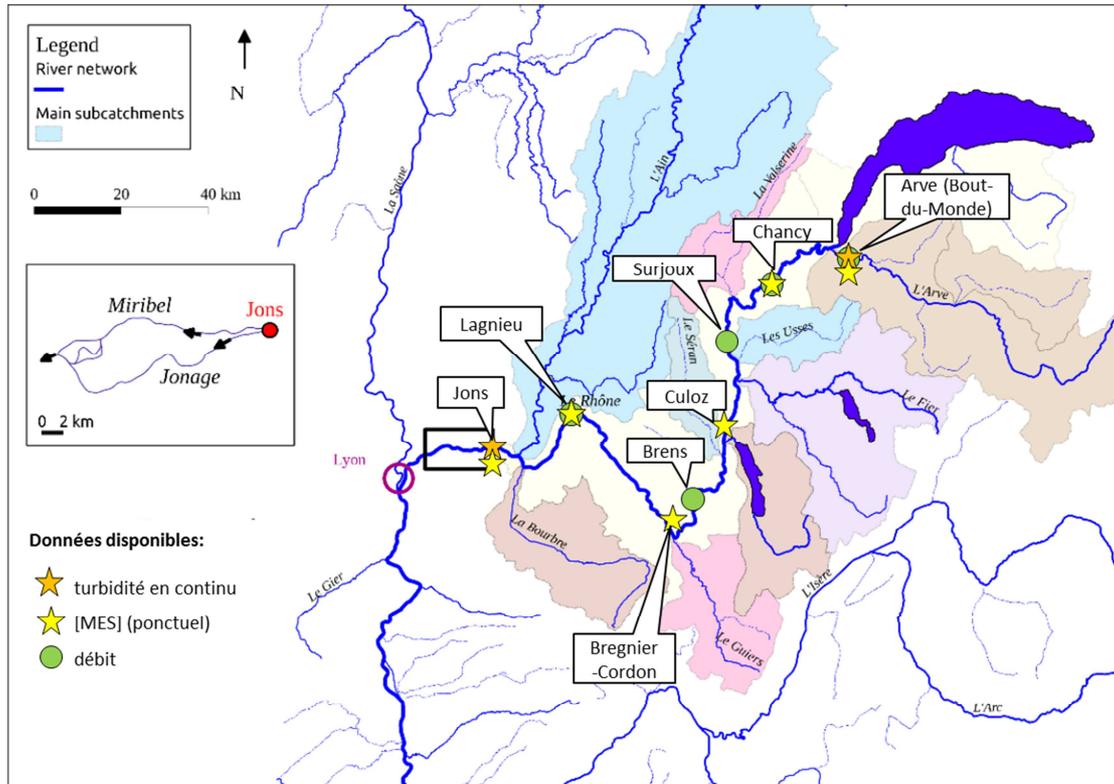


FIGURE 10 : CARTE FIGURANT LES DONNÉES DISPONIBLES DE DÉBIT, TURBIDITÉ ET MEST SUR LE HAUT-RHÔNE (MODIFIÉE D'APRÈS LAUNAY ET AL., 2012A).

En outre, des données de débit ont été récupérées au niveau de plusieurs stations :

- Arve – Bout du Monde (données OFEV) ;
- Chancy (données OFEV);
- Surjoux (données DREAL, source : [www.hydro.eaufrance.fr](http://www.hydro.eaufrance.fr));
- Brens (données CNR);
- Lagnieu (données CNR).

### 2.5.1 Mesures de turbidité en continu dans le Haut-Rhône

La station de Jons (prélèvement au niveau du Pont de Jons) a été équipée par l'IRSTEA d'une sonde permettant l'enregistrement en continu de la turbidité (en NTU) toute les heures depuis le 15 septembre 2010.

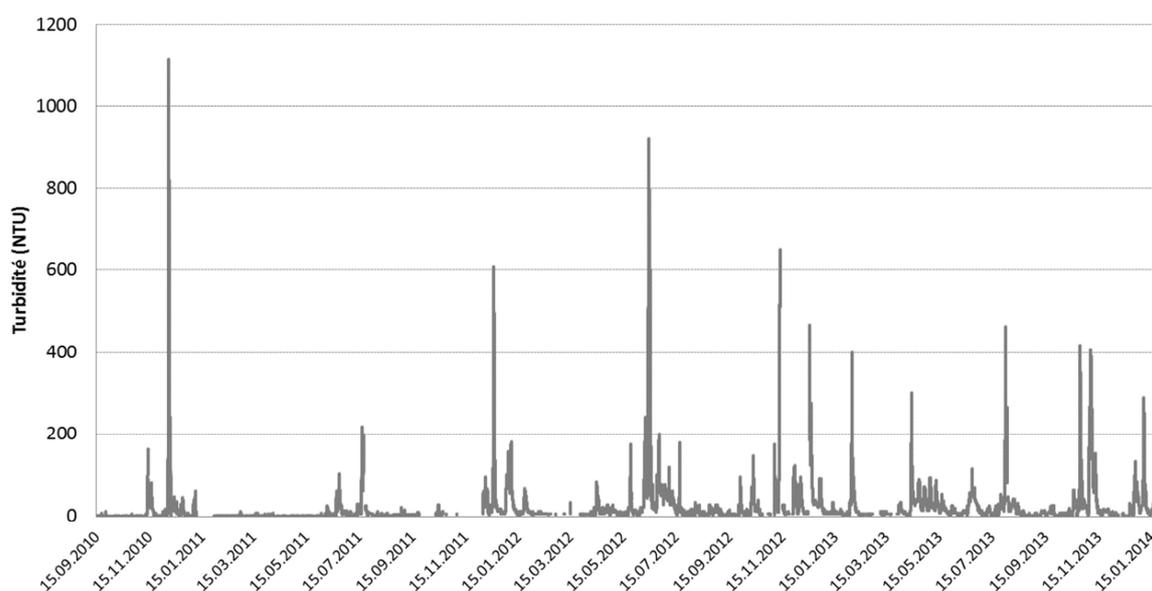


FIGURE 11: CHRONIQUE DE TURBIDITÉ ENREGISTRÉE SUR LE RHÔNE À PONT DE JONS DE SEPTEMBRE 2010 À JANVIER 2014 (SOURCE : IRSTEA).

La MEST a été calculée *a posteriori* d'après les données de turbidité, selon la formule :

$$\text{Turbidité} = \text{MEST} \times 0.87$$

Cette relation a été validée à partir de prélèvements d'eau réalisés pour quantifier la MEST en laboratoire ; cette concentration a alors été mise en relation avec la turbidité mesurée en continu (sonde IRSTEA). En raison des périodes d'interruption dans les mesures, en particulier en 2011, seules les années 2012 et 2013 sont conservées pour calculer des valeurs moyennes, médianes et des valeurs seuils (Tableau 6). Ces valeurs sont compilées sur la base de moyennes journalières, étant donné la disparité observée dans le nombre de mesures réalisées quotidiennement par la sonde.

D'autre part, des prélèvements mensuels ont été réalisés à Jons de 1970 à 2012 (467 données disponibles) dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB) de l'Agence de l'Eau puis du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) mis en place en 2007. Le RCS permet d'évaluer l'état général des eaux et les tendances d'évolution par bassin. Les données de MEST mesurées lors des différentes campagnes de prélèvements sont résumées dans le Tableau 6.

Les mesures en continu sur deux années indiquent une valeur de turbidité médiane de 9 NTU (correspondant à 11 mg/L de MEST). Cette valeur est très proche de la médiane des mesures mensuelles MEST effectuées entre 1970 et 2012 (10 mg/L).

TABLEAU 6 : SYNTHÈSE DES DONNÉES DE TURBIDITÉ ET DE MEST MESURÉES À JONS EN CONTINU (N = 661 MOYENNES JOURNALIÈRES) OU LORS DE PRÉLÈVEMENTS MENSUELS (N = 467 ANALYSES PONCTUELLES).

	Mesures en continu (2012-2013)		Mesures mensuelles (1970-2012)
	TURBIDITE (NTU)	MEST en mg/L	MEST en mg/L
Médiane	9	11	10
Moyenne	26	29	22
Minimum	1	1	1
Maximum	577	663	738
10e centile	4	5	3
90e centile	57	65	42
% valeurs < 25 mg/L ou 15 NTU *	64	73	79
% valeurs < 50 mg/L ou 35 NTU **	83	87	92

\* « très bonne qualité écologique » selon le SEQ-Eau v.2 (2003)

\*\* « bonne qualité écologique » selon le SEQ-Eau v.2 (2003)

Sur cette station, le critère de « très bonne qualité écologique » selon le SEQ-Eau v.2 (2003) est satisfait plus de 60% du temps (entre 64% et 79%) ; en outre, plus de 80% des valeurs sont situées en-dessous des 35 mg/L, qui représente la limite de « bonne qualité écologique ».

La moyenne journalière la plus élevée a été enregistrée le 14 juin 2012 lors de la vidange de la retenue de Verbois avec 577 NTU (ou 663 mg/L de MEST). Lors de cette chasse, un pic de turbidité à 922 NTU a été enregistré le 13/06/2012 à 8h50. Cette valeur n'est toutefois pas la plus forte de la chronique, puisqu'une pointe à 970 NTU (1115 mg/L) a été enregistrée le 7/12/2010 à 18h35. Toutefois, cet épisode était bref, puisque la moyenne journalière était de 286 NTU cette même journée.

### 2.5.2 Mesures ponctuelles de MEST

Les mesures ponctuelles de MEST réalisées au niveau de 5 stations du Haut-Rhône et 1 station de l'Arve dans le cadre du RNB puis du RCS peuvent être utilisées pour évaluer les variations naturelles de MEST, à condition de vérifier au préalable que ces mesures ont été effectuées sur des gammes de débits représentatives de la période écoulée. En effet, si les mesures avaient été préférentiellement effectuées par basses eaux, elles ne sauraient être représentatives de la gamme de variation des MEST.

A chaque mesure de MEST une valeur de débit a été associée à partir de la sonde la plus proche du point de prélèvement (données CNR, source : F. Pressiat). Nous avons comparé les distributions des débits au moment des mesures ponctuelles de MEST avec la distribution des débits journaliers sur l'ensemble de la période considérée (Tableau 7), à l'aide de tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (test U).

TABLEAU 7 : COMPARAISON DES DÉBITS MESURÉS LORS DES ANALYSES PONCTUELLES DE MEST AVEC LES DÉBITS MESURÉS EN CONTINU AU COURS DE LA MÊME PÉRIODE. LE RÉSULTAT DU TEST DE MANN-WHITNEY-WILCOXON (TEST U) EST INDIQUÉ (\* P < 0.05 ; \*\* P < 0.01 ; \*\*\* P < 0.001).

	Aval barrage Chancy-Pougny		Bregnier-Cordon		St-Sorlin - Lagnieu	
	Station MES	Station débit	Station MES	Station débit	Station MES	Station débit
Nom station	Pougny	Chancy	Bregnier-Cordon	Brens	St-Sorlin	Lagnieu
Source données	Ag. Eau (RNB)	OFEV	Ag. Eau (RNB)	CNR	Ag. Eau (RNB)	CNR
période	1971-2004	1970-2004	1985-2006	1985-2006	1987-2004	1987-2004
n data	364	12'784	249	8'035	191	6'575
<b>Q50 (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>394</b>	<b>322</b>	<b>436</b>	<b>391</b>	<b>474</b>	<b>428</b>
Q10 (m3/s)	602	581	705	708	770	778
Q90 (m3/s)	203	157	250	210	295	231
Qmax (m3/s)	950	1138	1340	2070	1540	2340
Qmin (m3/s)	72	69	100	40	177	121
test U		***		*		**

Les débits médians relevés au moment des mesures de MEST sont supérieurs aux débits médians enregistrés tout au long de la période. Toutefois, le Q<sub>10</sub>, correspondant à la valeur de débit dépassée 10% du temps est très similaire entre les données de la station hydrologique et les données de la station MEST, ceci pour les trois sites (Chancy, Bregnier-Cordon, Lagnieu). Nous pouvons en déduire que les mesures de MEST ont été effectués à des valeurs de débit suffisamment représentatives des variations naturelles de débits, en particulier car elles ne sous-estiment pas les forts débits.

La distribution des valeurs de MEST mesurées ponctuellement est alors comparée entre les 5 sites du Haut-Rhône (Figure 12). Les données sont similaires entre les différents sites (test KW, p > 0.05). D'après ces données et les résultats des mesures en continu effectuées à Jons, il ressort qu'une valeur médiane de 10 mg/L de MEST peut être retenue pour l'ensemble du Haut-Rhône.

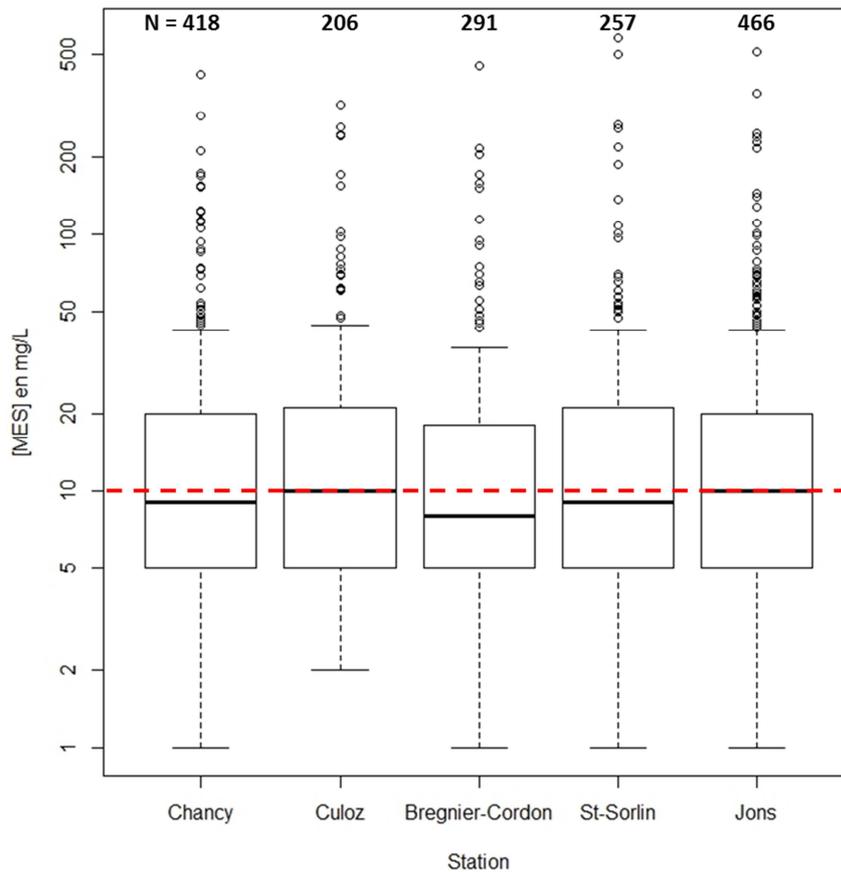


FIGURE 12 : DISTRIBUTIONS DES VALEURS DE MEST MESURÉES SUR LE HAUT-RHÔNE DANS LE CADRE DU RÉSEAU NATIONAL DE BASSIN (RNB) PUIS DU RÉSEAU DE CONTRÔLE ET DE SURVEILLANCE DÈS 2007. LA DISTRIBUTION EST SIMILAIRE POUR LES 5 STATIONS AVEC UNE VALEUR MÉDIANE PROCHE DE 10 MG/L.

### 2.5.3 Comparaison avec l'Arve

L'Arve est un cours d'eau glaciaire formé par la jonction de quatre torrents du Massif du Mont Blanc. Il s'écoule sur 107 km avant de se jeter dans le Rhône à Genève (Jonction). Un suivi en continu de la turbidité est réalisé sur l'Arve (station Bout-du-Monde, proche de la confluence avec le Rhône) par IRSTEA ainsi que par l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) suisse depuis juin 2012. Les données des deux sondes ont été récoltées, permettant d'évaluer les écarts de calibration (Figure 13).

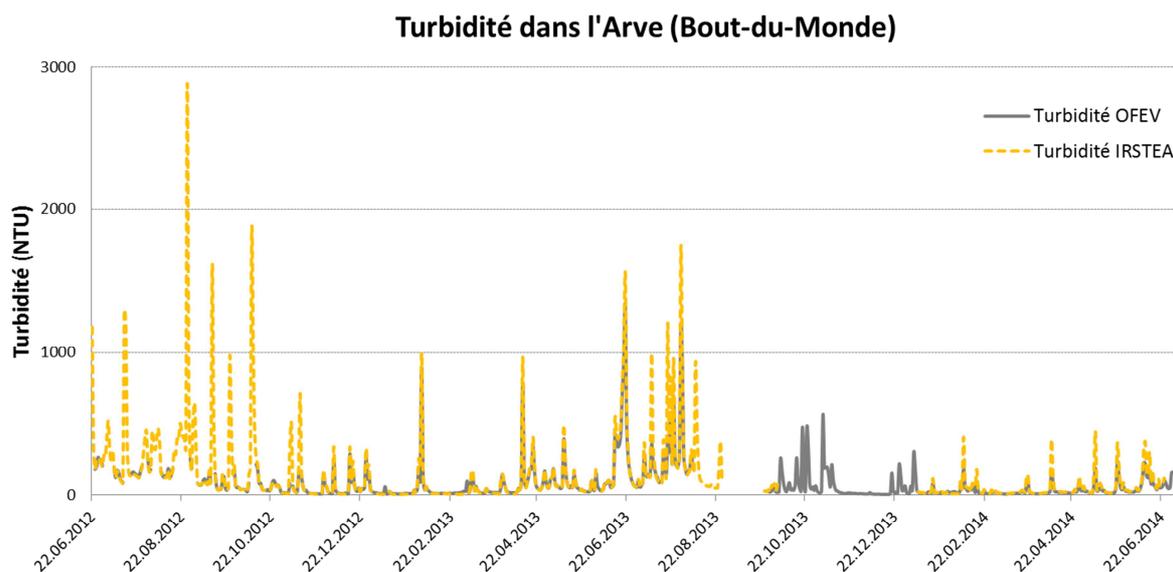


FIGURE 13 : CHRONIQUE DE TURBIDITÉ (MOYENNES JOURNALIÈRES) MESURÉES DANS L'ARVE AU NIVEAU DU BOUT DU MONDE À PARTIR DES SONDÉS MISES EN PLACE PAR L'OFEV ET IRSTEA EN JUIN 2012.

Dans ce cours d'eau à vocation salmonicole, les valeurs de turbidité enregistrées à proximité de la confluence avec le Rhône sont nettement plus élevées que celles observées dans le Haut-Rhône. **La valeur médiane sur la période considérée entre juin 2012 et juin 2014 est de 36 NTU (sonde OFEV) ou 50 NTU (sonde IRSTEA).** Le couplage des données des deux sondes permet d'identifier certaines valeurs aberrantes. Une très bonne relation existe entre les données des deux sondes :

$$\text{TURBIDITE\_IRSTEA} = 1.25 * \text{TURBIDITE\_OFEV} - 6.14 \quad (R^2 = 0.91)$$

Un écart important est identifié entre ces sondes : pour 1'000 NTU relevés avec la sonde OFEV correspond 1244 NTU avec la sonde IRSTEA. Les mesures de turbidité sont difficilement comparables ; elles dépendent de la calibration des sondes utilisées.

Outre les suivis de turbidité en continu, des mesures hebdomadaires de MEST ont été réalisées de 1965 à 2013 au niveau de cette même station (n = 3'375 mesures). **La MEST médiane est de 48 mg/L (Figure 14),** ce qui semble cohérent avec la turbidité médiane mesurée par les deux sondes (si l'on se base sur l'hypothèse d'une correspondance approximative 1 NTU ↔ 1 mg/L).

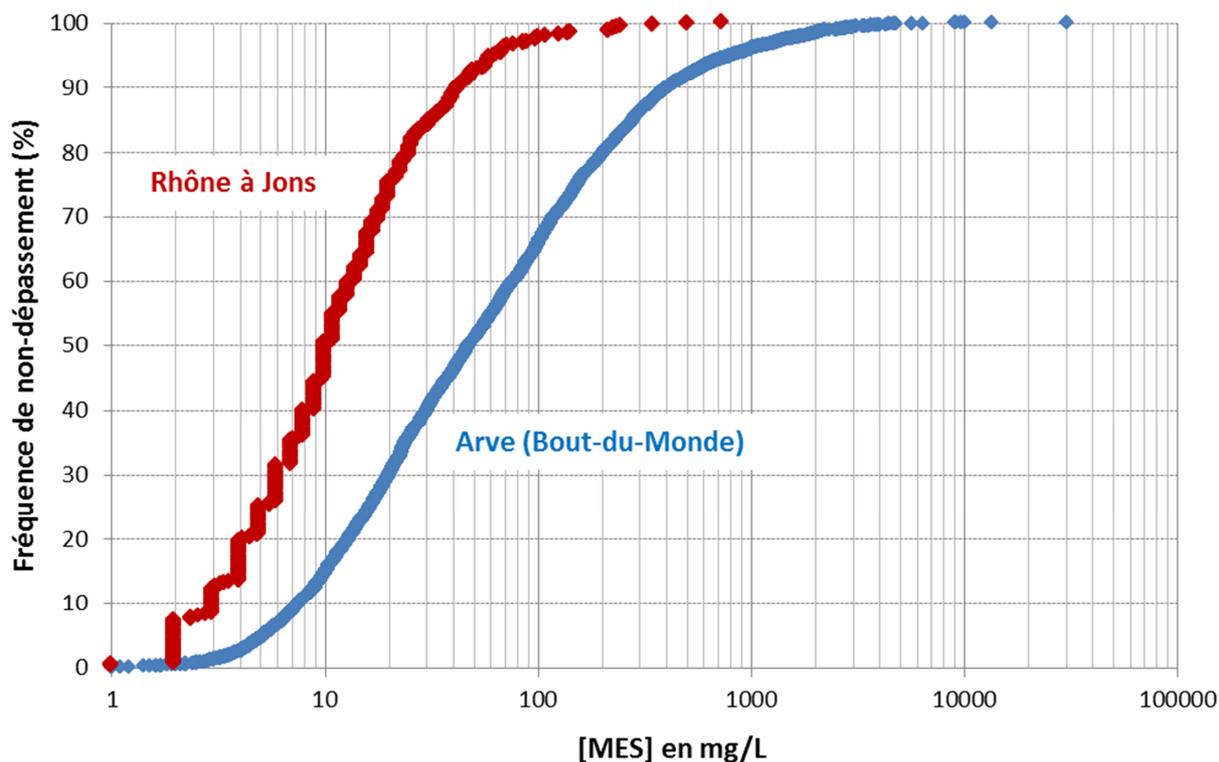


FIGURE 14 : COURBES DE FRÉQUENCES DE NON-DÉPASSEMENT DE LA MEST (MG/L) POUR L'ARVE, SUR LA BASE DES ANALYSES HEBDOMADAIRES EFFECTUÉES DE 1965 À 2013 À LA STATION DU BOUT-DU-MONDE (N = 3'775, SOURCE : OFEV), ET POUR LE RHÔNE À JONS DANS LE CADRE DES MESURES MENSUELLES RÉALISÉES PAR L'AGENCE DE L'EAU DE 1970 À 2012 (N = 467).

Dans ce cours d'eau, le seuil des 100 mg/L est dépassé 34% du temps ; le seuil des 1'000 mg/L est dépassé 4% du temps, ce qui est bien supérieur aux MEST enregistrées dans le Haut-Rhône. Grasso *et al.* (2011) ont défini un coefficient d'uniformité pour les valeurs de turbidité classées, comme étant le ratio entre le 90<sup>ème</sup> et le 10<sup>ème</sup> centile. Le coefficient d'uniformité des courbes de fréquence de non dépassement peut être utilisé comme indicateur du niveau de perturbation hydrologique d'un cours d'eau ou des variations du régime de turbidité imputables à des activités anthropiques.

La même démarche peut être employée pour les valeurs de MEST. Pour l'Arve, ce ratio est de 54, avec un 10<sup>ème</sup> centile à 7.5 mg/L et un 90<sup>ème</sup> centile à 404 mg/L. Pour le Rhône à Jons ce ratio est de 14, très similaire à celui calculé par Grasso *et al.* (2011) sur le Rhône en amont du Léman. Sur le Rhône, l'exploitation hydroélectrique tend à uniformiser les valeurs de MEST autour de la médiane et donc à abaisser le coefficient d'uniformité. L'Arve est moins impacté et présente une variabilité des MEST beaucoup plus importante.

#### 2.5.4 Saisonnalité des flux de MEST

L'enregistrement en continu de la turbidité (et donc de la MEST après conversion) à Jons permet de caractériser la saisonnalité des flux de MEST sur la période 2012-2013, qui

représente une période avec peu d'interruptions, contrairement à l'année 2011. La distribution des valeurs de MEST journalières montre une forte variabilité saisonnière (Figure 15). La période d'avril à juillet est caractérisée par des MEST plus élevées, en particulier le mois de juin. La fin d'automne (novembre et décembre) est également une période caractérisée par davantage de transit de MEST. A l'inverse, les concentrations sont plus faibles en hiver (janvier-mars) et en fin d'été.

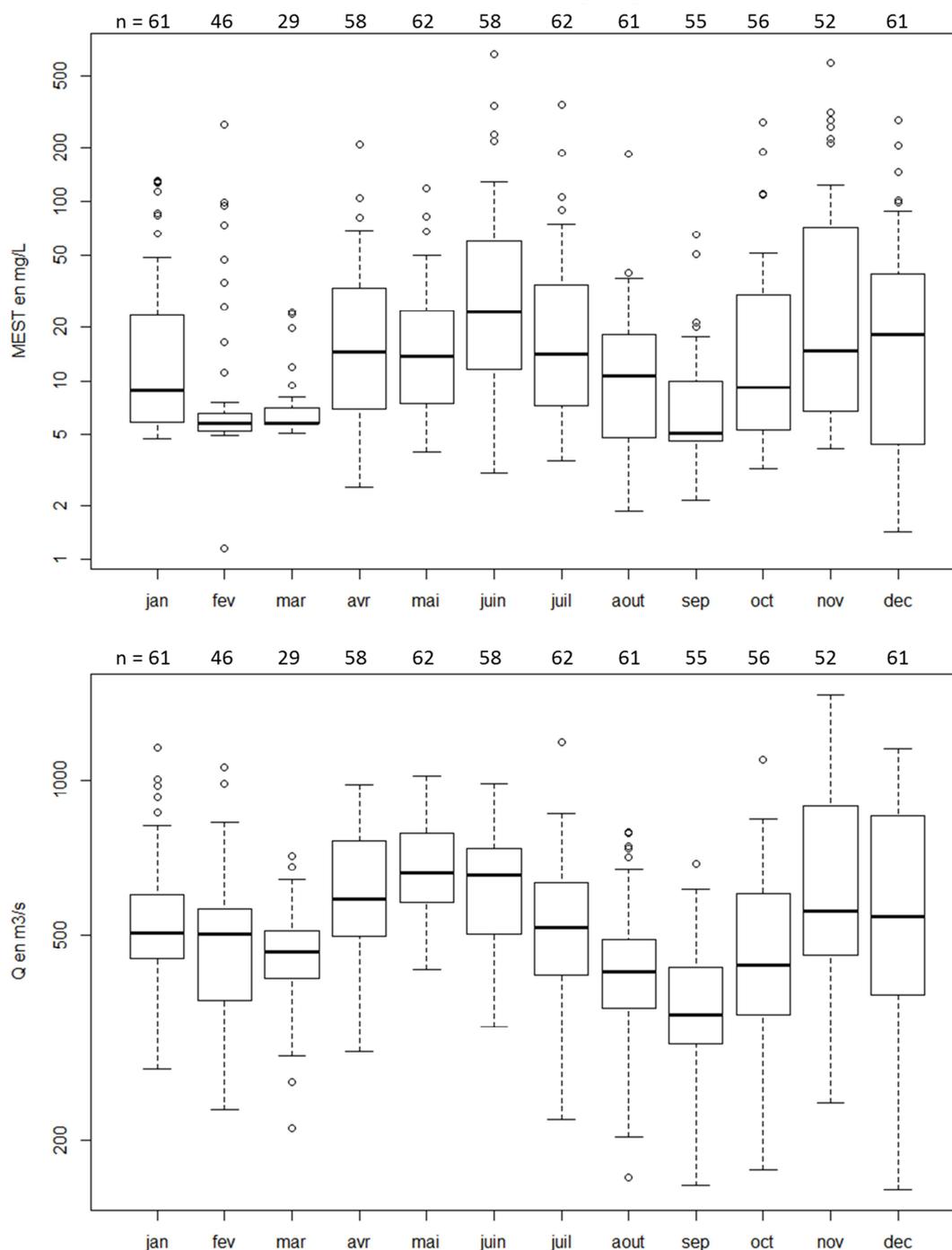


FIGURE 15 : VARIABILITÉ SAISONNIÈRE DES MEST JOURNALIÈRES (N = 661) À LA STATION DE JONS SUR LA PÉRIODE 2012-2013 (EN HAUT), ET VARIABILITÉ DES DÉBITS JOURNALIERS MESURÉS À LA STATION DE LAGNIEU SUR LA MÊME PÉRIODE (EN BAS).

Ces fluctuations saisonnières reflètent dans une certaine mesure les variations saisonnières de débit, avec toutefois certains écarts. Ainsi, le mois de juin se place au même niveau que le mois de mai concernant les débits journaliers mais les flux de MES sont nettement plus importants en juin.

## 2.6 Relations débit-MEST

L'enregistrement simultané des MEST et des débits montre une augmentation des concentrations avec le débit, que ce soit pour le Rhône ou l'Arve ; on constate toutefois une forte dispersion des points autour de la courbe de régression (Figure 16).

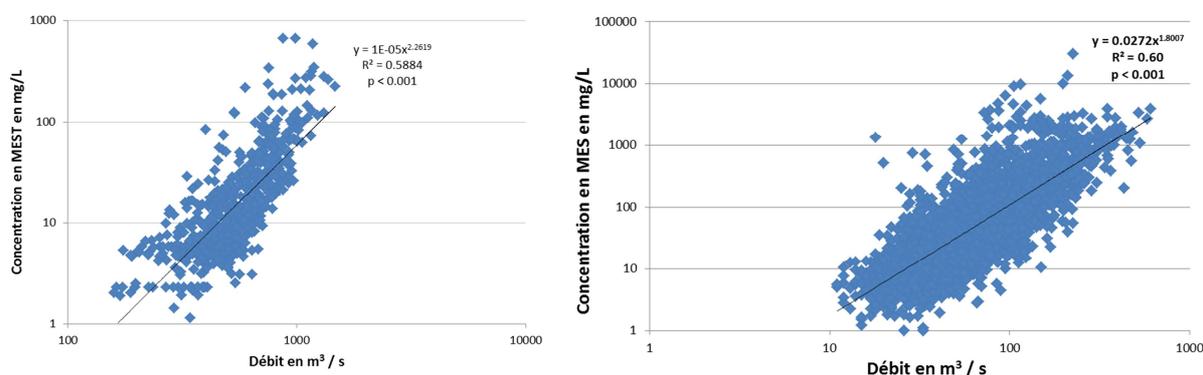


FIGURE 16 : RELATION ENTRE LA MEST ET LE DÉBIT MESURÉS (À GAUCHE) DANS LE RHÔNE À JONS (DÉBIT MESURÉ À LAGNIEU) ET (À DROITE) DANS L'ARVE À LA STATION BOUT DU MONDE, LORS DES ANALYSES EFFECTUÉES ENTRE 1965 ET 2013 (DONNÉES OFEV, SUISSE)

La relation entre MEST et débit est également variable au cours du temps. Ainsi, en période hivernale (janvier-mars), alors que les teneurs en MEST sont globalement plus faibles que sur le reste de l'année, la relation entre débit et MEST est meilleure ( $R^2 = 0,68$ ) ; réciproquement, la relation est plus faible en période estivale (juin-août ;  $R^2 = 0,45$ ).

Les flux de matières en suspension sont généralement concentrés sur des épisodes assez courts. Dans le bassin versant de la Seine, Meybeck *et al.* (1998) ont montré que 75 à 80% des matières en suspension sont transférées lors des montées de crue. Ceci peut en particulier expliquer la dispersion. Dupont *et al.* (2001) parlent dans ce cas « d'hystérésis rétrograde », qui correspond à un accroissement plus rapide des MEST par rapport au débit, suite à la remise en suspension des dépôts fins en début de crue. Le phénomène s'inverse en fin de crue, lorsque les remises en suspension sont plus faibles.

Dans le Rhône à Creys (Figure 17), Launay *et al.* (2012b) ont montré l'existence de deux processus en œuvre : une resuspension locale lors des pics de production hydroélectrique et des augmentations des charges en MEST venant de l'amont, lors d'épisodes de crues. Une seule relation liant le débit et la MEST ne semble donc pas suffisante dans ce cas.

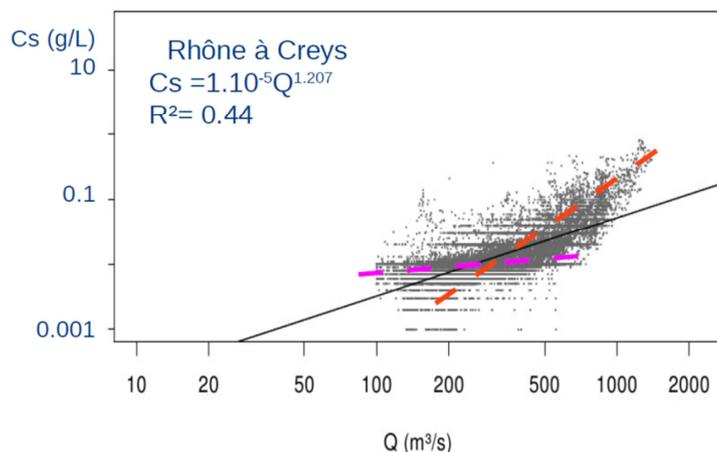


FIGURE 17 : RELATION ENTRE LA MEST (NOTÉE CS, EN G/L) ET LE DÉBIT (M<sup>3</sup>/S) DANS LE RHÔNE À CREYS (SOURCE : LAUNAY ET AL., 2012B)

## 2.7 Impact des vidanges de réservoirs sur la MEST

Les vidanges de barrages, communément appelées chasses, consistent en l'ouverture des vannes afin de vider la retenue et chasser une partie des sédiments accumulés. Cette pratique est courante sur le Haut-Rhône puisqu'une vingtaine d'opérations ont été coordonnées depuis 1944, date de la mise en service de l'ouvrage hydro-électrique de Verbois. La fréquence des chasses de Verbois était triennale jusqu'en 2003. Des suivis des MEST lors des chasses de 2000 et 2003 ont montré des valeurs moyennes bien supérieures à 1g/L jusqu'à Belley (Tableau 8). Plus en aval, les teneurs sont moindres mais l'effet reste perceptible jusqu'à Jons.

TABLEAU 8 : BILAN DES MEST MESURÉES EN DIFFÉRENTS POINTS DU HAUT-RHÔNE LORS DES CHASSES DE 2000 ET 2003 ET COMPARAISON AVEC LES MEST MAXIMALES ENREGISTRÉES LORS DE CRUES (SOURCE : CNR, 2010)

Tronçon	Taux moyen MES lors des chasses de 2000 et 2003	Taux maxi MES lors des chasses de 2000 et 2003	Taux moyen de MES en crue (CNR 1988 – 2009)	Taux maxi de MES en crue (CNR 1988 – 2009)	Taux moyen de MES (RNB 1969 – 2009)
Pougny – Seyssel Pk 187 - 152	7 à 4 g/l	20 à 15 g/l	0.8 à 0.3 g/l	3 à 1 g/l	0.02 g/l
Seyssel – Belley Pk 152 - 127	4 à 1.3 g/l	15 à 6 g/l	0.7 à 0.3 g/l	1.75 à 0.4 g/l	0.02 g/l
Belley – Sault-Brénaz Pk 127 - 63	0.6 à 0.12 g/l	2.64 à 0.63 g/l	0.7 à 0.3 g/l	2.69 à 0.62 g/l	0.02 g/l
Sault-Brénaz – Jons Pk 63 - 27	0.1 à 0.05 g/l	0.54 à 0.23 g/l	0.8 à 0.3 g/l	3.32 à 0.6 g/l	0.02 g/l
Jons – Lyon Pk 27 - 7	0.02 g/l	0.07 g/l	/	0.57 g/l (maxi RNB)	0.02 g/l

Suite à de nombreuses contestations dues aux perturbations environnementales engendrées par ce mode de gestion, aucune chasse n'a été réalisée jusqu'en 2012. En raison de la vitesse de comblement de la retenue de Verbois et des risques sécuritaires (risques d'inondations en ville de Genève), une opération de vidange coordonnée des retenues de Verbois, Chancy-Pougny et Génissiat a eu lieu du 4 au 22 juin 2012, avec un planning en deux temps :

- semaine 1 : abaissement (chasse) de la retenue de Génissiat (début 04/06, 0h)
- semaine 2 : abaissement (chasse) de la retenue de Verbois (début 09/06, 7h)

Lors de ces opérations, 930 000 tonnes de matières en suspension ont été libérées lors de l'abaissement de la retenue de Génissiat, et 2 600 000 tonnes lors de l'abaissement de la retenue de Verbois (OSR, 2013).

Lors de la vidange de la retenue de Verbois en juin 2012, la MEST a dépassé 30 g/L pendant 36 heures à Pougny, avec des pointes à plus de 40 g/L (Figure 18), et un maximum de 50.6 g/L environ à La Plaine (entre les barrages de Verbois et Chancy-Pougny). Ces opérations ont montré l'impossibilité de la gestion de la MEST en aval de Verbois avec un stock sédimentaire d'environ 3.2 Mm<sup>3</sup> accumulé après neuf années depuis la dernière vidange (SIG, 2013). En aval, à Seyssel, la MEST a atteint 10 à 15 g/L lors des deux ouvertures de barrages (Figure 18).

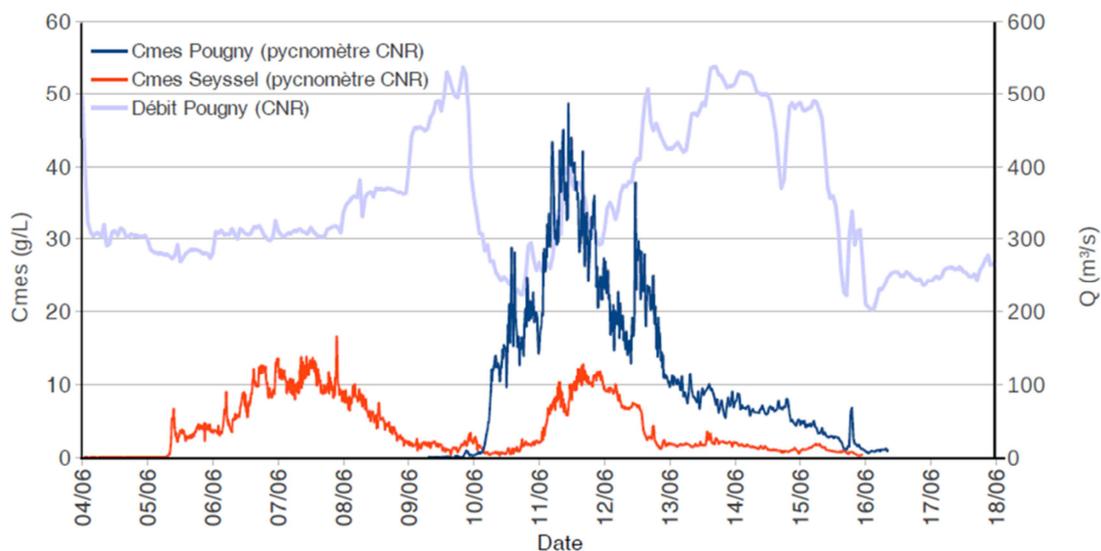


FIGURE 18 : CONCENTRATIONS EN MATIÈRES EN SUSPENSION (G/L) À PUGNY ET SEYSSEL EN JUIN 2012. DÉBIT (Q EN M<sup>3</sup>/S) À PUGNY (OSR, 2013)

Ces évènements sont sans commune mesure avec les teneurs enregistrées lors d'évènements particuliers de crues naturelles, au cours desquels la MEST excède rarement 1g/L dans le Haut-Rhône (Tableau 8).

## 2.8 MEST lors des dragages

L'impact majeur d'une opération de dragage consiste en une remise en suspension des matériaux fins (essentiellement des limons). L'ampleur du panache en aval du point de restitution dépend de plusieurs facteurs, tels que le rendement de la drague, la localisation et le positionnement du rejet, des conditions hydrauliques (vitesses d'écoulement et hauteurs d'eau) au niveau de la restitution et de la nature des matériaux. Ces matériaux vont en effet décanter en aval du site de rejet d'autant moins rapidement que ces matériaux sont fins.

La vitesse de sédimentation de particules dans l'eau obéit à la loi de décantation de Stokes. La vitesse de sédimentation  $V_s$  augmente avec l'augmentation du diamètre de la particule (assimilée à une sphère), noté  $d$ , et de sa masse volumique ( $\rho_s$ ). A l'inverse,  $V_s$  diminue lorsque la masse volumique et/ou la viscosité du liquide (respectivement  $\rho_l$  et  $\eta_l$ ) augmentent :

$$V_s = \frac{2 [(\rho_s - \rho_l) \cdot g \cdot d^2]}{9 \cdot \eta_l}$$

$\rho_s$  et  $\rho_l$  : masses volumiques du solide et du liquide (en  $\text{kg/m}^3$ )

$\eta_l$  : viscosité du liquide en Pa/s

$d$  : diamètre de la particule en mm

Sur le Haut-Rhône, une drague à faible rendement ( $90 \text{ m}^3/\text{h}$ ) induit généralement des augmentations importantes ( $> 150 \text{ mg/l}$ ) de la MEST dans les 50 premiers mètres en aval de la restitution, ce qui conduit à un déclassement vers un niveau de mauvaise qualité (CNR, 2005) selon le SEQ-Eau v.2 (2003). La distance affectée par ce déclassement est variable en fonction des opérations de dragages et de la nature des matériaux. Les effets des dragages sur la MEST ou la turbidité sont encore perceptibles 3 km en aval du point de restitution, en particulier lors des dragages de gros volumes de sédiments fins (limoneux). Par exemple, dans le cas du dragage de la confluence des Usse ( $97'000 \text{ m}^3$  de limons et graviers dragués) à proximité du barrage de Motz, effectué entre octobre 2010 et avril 2011, des turbidités moyennes de 44 NTU ont été enregistrées à 3 km en aval de la restitution de la drague pour des valeurs de référence de 14 NTU en moyenne, soit une augmentation de 30 NTU (CNR, 2011).

A l'inverse, le suivi réalisé lors du dragage de Vaugris (sud de Vienne, remise en suspension de matériaux limoneux majoritairement) en septembre-octobre 2004 a montré une diminution rapide de la MEST en aval du rejet (Figure 19), alors que la concentration à moins d'un mètre de la sortie de conduite était évaluée à plus de 74 g/L (Neto, 2007). Les teneurs mesurées 500 m en aval de la restitution étaient de + 10 mg/L par rapport à la référence amont (13 mg/L).

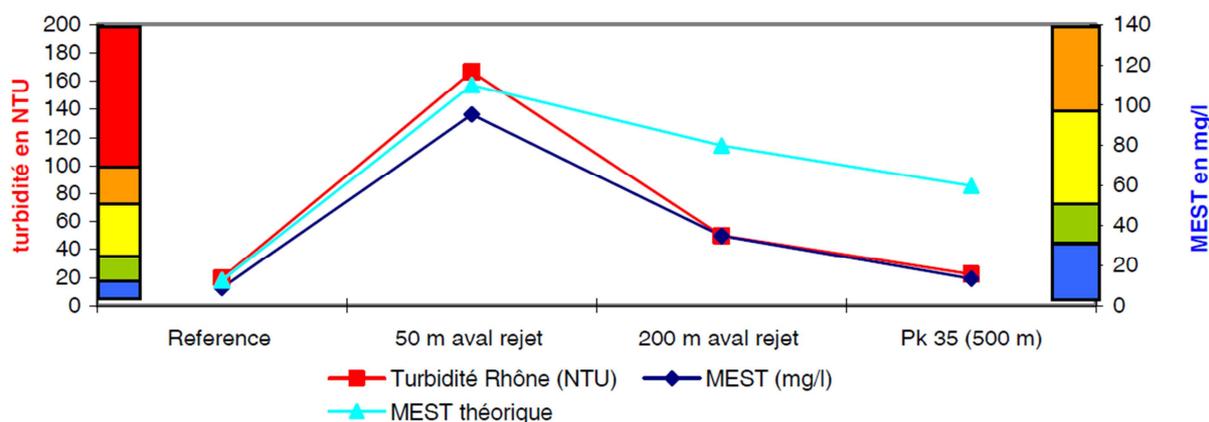


FIGURE 19 : EVOLUTION DES MEST (MESURÉES ET THÉORIQUES) ET DE LA TURBIDITÉ LORS D'UNE OPÉRATION DE DRAGAGE EN AVA DE L'ÉCLUSE DE VAUGRIS RÉALISÉE EN LE 13 OCTOBRE 2004 (CNR, 2009).

D'une manière générale, les dragages augmentent la MEST dans le ou les km en aval de l'ordre de 20 à 25 mg/L pour les dragages supérieurs à 30'000 m<sup>3</sup>, alors que les dépassements sont souvent négligeables pour les volumes inférieurs à 15'000 m<sup>3</sup> (CNR, 2009).

Afin d'estimer le linéaire de décantation des matériaux fins, des essais de modélisation ont été conduits par la CNR (CNR, 2009). A partir de données concernant la nature des matériaux (% limons, argiles, sables), la MEST en amont du rejet, le débit du Rhône et le débit solide de la drague, une modélisation de la MEST théorique en fonction de la distance à la restitution de la drague a pu être effectuée (Figure 20).

Débit solide de la drague m <sup>3</sup> /h	60
Débit moyen Rhône m <sup>3</sup> /s	300
Vitesse moyenne d'écoulement du Rhône (m/s)	0.3
Hauteur d'eau sous le rejet (m)	7 m
Proportion de limons (%)	100%
Proportion de sables (%)	0%
Proportion de graviers (%)	0%
Concentration MEST du rejet (mg/l)	115
Longueur d'incidence du panache (en m)	350

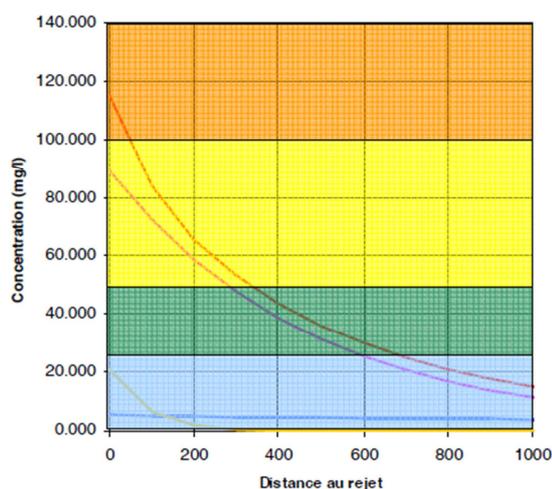


FIGURE 20 : EXEMPLE DE MODÉLISATION DE LA MEST EN FONCTION DE LA DISTANCE AU REJET, LORS DU DRAGAGE DU PORT DE MURS-ET-GÉLIGNIEUX DU 15/10/2009 AU 06/11/2009 (CNR, 2009)

Les résultats du modèle sont discutables, puisque différents paramètres ne sont pas pris en considération, tels que les dissymétries des vitesses (latérales et verticales), les turbulences ou encore les effets d'agglomération des particules (CNR, 2009). Toutefois, les simulations du modèle donnent des valeurs généralement supérieures aux valeurs mesurées *in situ* (voir par exemple la Figure 19) et constituent par conséquent une évaluation préliminaire de la MEST le long du gradient longitudinal.

## 2.9 Comparaison des concentrations issues de phénomènes naturels aux concentrations liées aux chasses et dragages

Lors d'épisodes de crues, la MEST dépasse les 40 à 50 mg/L sur le Rhône (MEST<sub>90</sub> = 43 mg/L à Jons). Ceci se produit environ 10% du temps. Les valeurs maximales enregistrées peuvent dépasser occasionnellement les 1'000 mg/L (2'120 mg/L enregistré le 14.01.2004 à Seyssel). Ces concentrations sont sans comparaison avec celles enregistrées au cours des opérations de vidange de barrages, avec des valeurs supérieures à 30'000 mg/L pendant 36h enregistrées à Pougny lors de la vidange de la retenue de Verbois en 2012 (Tableau 9).

TABLEAU 9 : COMPARAISON DES ORDRES DE GRANDEUR DES MEST ET DES DURÉES OBSERVÉES LORS DES ÉPISODES DE CRUES, DES VIDANGES DE BARRAGES ET DES OPÉRATIONS DE DRAGAGE.

	Crues à Jons	Dragages <i>proche restitution</i>	1'000m aval	Vidange (chasse) <i>Aval direct</i>
<b>MEST (mg/L)</b>	de 40-50 (MEST <sub>90</sub> ) à plus de 1'000 (max)	150-200 (dépend de la réf amont)	15-30 (dépend de la réf amont)	> 30'000
<b>Durée</b>	quelques jours	3-4 semaines	3-4 semaines	36h

Les MEST observées lors des dragages sont proches de celles enregistrées lors de crues. La différence majeure avec des évènements naturels est la durée des opérations de dragage, généralement bien supérieure à la durée moyenne des crues.

## 3 Peuplement piscicole du Haut-Rhône

### 3.1 Données disponibles

La caractérisation du peuplement piscicole du Haut-Rhône peut se faire à partir de trois types de données :

- des données historiques, pour certaines datant du début du XX<sup>ème</sup> siècle, soit avant la réalisation des premiers aménagements ;
- des données de pêches aux engins (pêcheurs amateurs) collectées par l'ONEMA ;
- des données de pêches électriques réalisées par l'ONEMA dans le cadre du Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP) jusqu'en 2006, puis dès 2007 dans le cadre du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) en application de la Directive Cadre Européenne 2000/60/CE (DCE).

Sur le Rhône, les pêches sont généralement partielles et réalisées en bordure selon deux types de protocoles :

- ✓ pêche « par ambiances » (d'après Pouilly, 1994): l'unité d'échantillonnage est une zone de taille variable (allant de quelques m<sup>2</sup> à quelques dizaines de m<sup>2</sup>) définie par des conditions d'habitats homogènes (hauteur, vitesse, substrat, abris) ;
- ✓ pêche par points : l'unité d'échantillonnage est une zone d'attraction autour d'un point d'impact de l'électrode basée sur la méthode des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance, ou EPA (Nelva *et al.*, 1979).

Ces données sont biaisées puisque le chenal est rarement accessible et n'est pas (peu) prospecté. Ainsi, les espèces lotiques telles que les salmonidés (truites et ombres) et les cyprinidés d'eau vive, appelés aussi rhéophiles (barbeaux, chevaines,...), sont probablement sous-évaluées au profit des espèces limnophiles. Toutefois, le protocole est similaire entre les différentes stations et les données sont donc comparables entre sites et entre campagnes.

### 3.2 Les données historiques

Les premières données précises sur la faune piscicole du Haut-Rhône proviennent des cartes piscicoles du département de l'Ain établies par le Professeur Léger, Directeur de l'Institut de Pisciculture de Grenoble (1926). Au total, 13 espèces sont signalées avec une abondance forte de la truite fario. Le cours du Rhône dès son entrée en France est décrit comme une unité typologique correspondant à la zone à ombre (Huet, 1954), jusqu'à la confluence avec la Saône. Cette espèce est d'ailleurs signalée par Kreitmann and Léger (1931) comme «assez abondante» dans le fleuve. Les auteurs précisent également que le seul migrateur qui fréquente le Rhône sur la Haute-Savoie est l'anguille.

Lors de la mise en place des différents aménagements du Rhône dans la deuxième moitié du XXème siècle, le peuplement piscicole s'est modifié, avec une réduction de la biodiversité, une réduction des espèces sensibles, un déclin des espèces migratrices (anguille pour le Haut-Rhône) et une expansion des espèces exotiques (Fruget and Michelot, 1997). Les espèces de cyprinidés euryèces (c'est-à-dire tolérantes, comme le gardon, la brème, le chevaine,...) sont alors devenues dominantes. Dans le Haut-Rhône en particulier, Persat and Eppe (1997) ont montré un net recul et un morcellement des populations d'ombre commun, cloisonnées au niveau des tronçons court-circuités (Vieux-Rhône).

Différentes études piscicoles réalisées sur le Haut-Rhône entre Chancy-Pougny et le barrage de Chautagne au début des années 90 sont résumées dans l'Annexe 1. A l'époque, sur l'ensemble du secteur, 29 espèces avaient été capturées. Le Rhône vif comprenait essentiellement des cyprinidés d'eau vive comme le chevaine, le barbeau, la vandoise et le spirilin. Les salmonidés (truites et ombres) étaient les espèces d'accompagnement. Au niveau des retenues, la réduction du courant laissait apparaître davantage de cyprinidés limnophiles (bouvière, brème, carpe et tanche), alors que les sections du Vieux-Rhône conservaient un caractère lotique dominant et un peuplement rhéophile (CNR, 1999).

### 3.3 Composition du peuplement à partir des pêches aux engins

L'ONEMA organise la collecte des données de pêche auprès des pêcheurs aux engins dans le cadre du suivi national de la pêche aux engins mis en place en 1998. Le linéaire du Haut-Rhône est divisé en secteurs de pêche (Figure 21). Les données des pêcheurs amateurs aux engins ont été compilées sur la période 2000-2009 pour les secteurs allant de la frontière suisse jusqu'à la confluence avec la rivière d'Ain. Les modes de pêches sont très variés : balances, carrelets, éperviers, nasses,... Ces données sont donc délicates à standardiser, d'autant que l'effort de pêche (nombre d'heures de pêche et nombre d'engins) n'apparaît pas. En outre, les effectifs capturés ne sont souvent pas renseignés et seules les biomasses sont susceptibles d'être analysées.

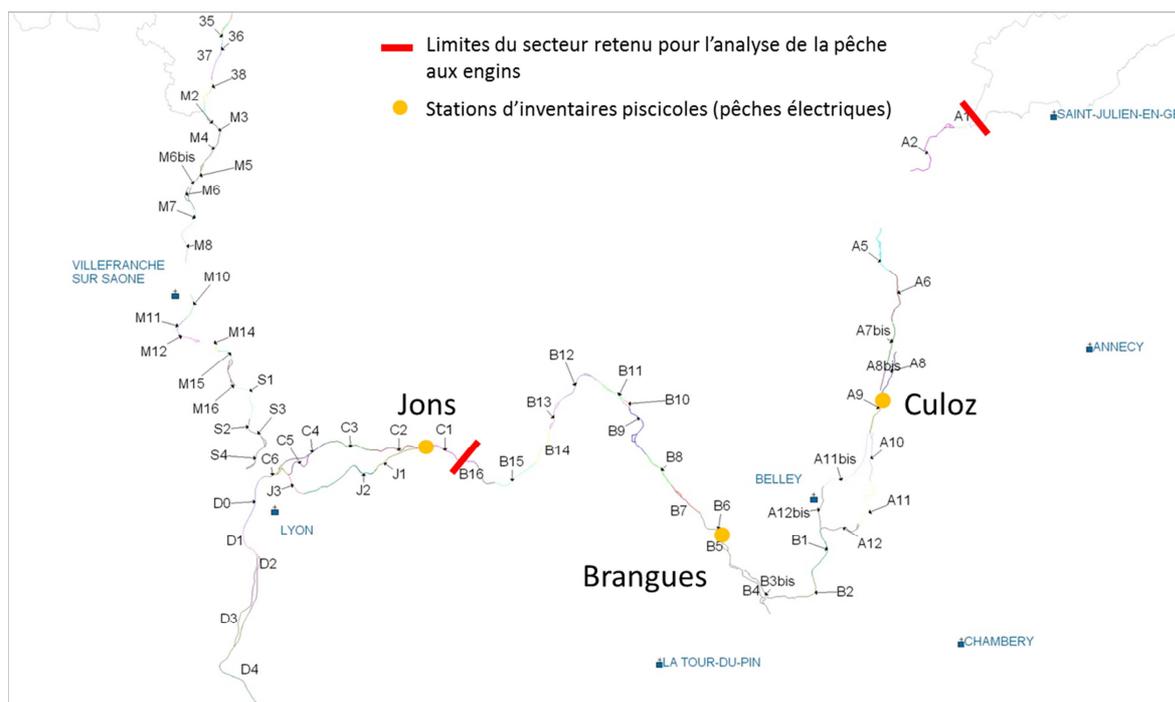


FIGURE 21 : DÉCOUPAGE DES SECTEURS DE PÊCHE SUR LE HAUT-RHÔNE ET LOCALISATION DES SECTEURS DE PÊCHE ONEMA (SOURCE : CNR, MODIFIÉ)

Sur la période 2000-2009, plus de 26 tonnes de poissons ont été pêchées par les pêcheurs aux engins, soit environ 3 tonnes chaque année. Au total, 29 espèces de poisson ont été capturées au moins une fois (Figure 22). Les prises majoritaires sont le barbeau fluviatile (30% des captures en biomasse), la brème (15%), le chevaine (13%), le brochet (9%), la perche (7%) et le gardon (5%). Les salmonidés (truite, ombre commun et corégone) représentent seulement 0.7% des biomasses pêchées.

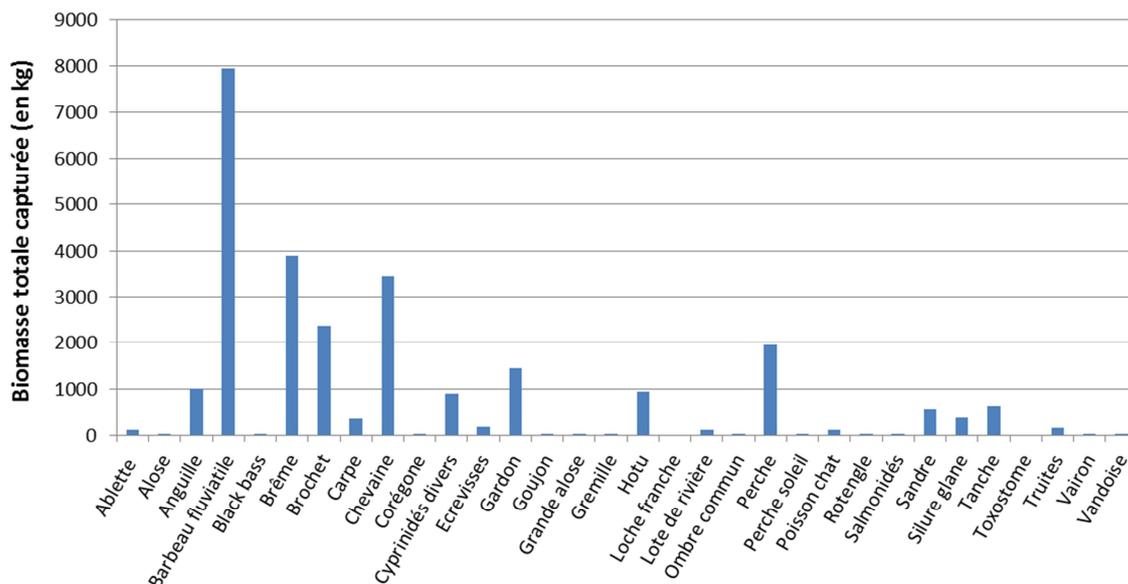


FIGURE 22 : BIOMASSES CAPTURÉES PAR LES PÊCHEURS AUX ENGINES, PAR ESPÈCE, SUR LA PÉRIODE 2000-2009

Ces données donnent un bon aperçu de la diversité spécifique et des espèces majoritaires. Elles sont toutefois très partielles, non standardisées par l'effort de pêche, et ne sont pas comparables entre sites et entre années du fait de la diversité des techniques de pêches. En outre, la seule prise en compte des biomasses pénalise les petites espèces et donne davantage d'importance aux gros individus.

Parmi ces espèces, l'anguille européenne est classée « en danger critique d'extinction » sur la liste rouge des espèces menacées en France (UICN France *et al.*, 2010), en raison essentiellement de la multiplicité des obstacles qui entravent sa migration. En outre, différentes espèces sont considérées comme « vulnérables » : c'est le cas du brochet, la lamproie de rivière, la lote ou encore l'ombre commun.

### 3.4 Pêches scientifiques à l'électricité

#### 3.4.1 Rhône genevois

Dans le canton de Genève, des inventaires piscicoles ont été réalisés entre 2000 et 2008 sur différentes stations (Annexe 2) allant de la retenue de barrage de Verbois jusqu'en aval de la retenue de barrage de Chancy-Pougny (Tableau 10). Au cours de ces inventaires, un total de 28 espèces a été identifié, dont 27 lors du premier inventaire (en 2000) et 18 lors de l'inventaire 2007-2008. La plupart des espèces a été observée au niveau de la passe à poisson du Seujet, premier barrage du Rhône genevois à la sortie du Léman, dont la vocation première est de réguler le niveau du Léman et de moduler le débit du Rhône.

TABLEAU 10 : BILAN DES INVENTAIRES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE (EPA OU 1 PASSAGE EN BERGE) EN 2000 ET 2007-2008, ET DES SUIVIS DE LA PASSE-À-POISSON DU SEUJET EN 1998-99 ET 2006-07 (GREN, 2008). LES CODES ESPÈCES SONT RÉCAPITULÉS DANS L'ANNEXE 3.

CODE STATION	LIEU-DIT	DATE	NB DE PASSAGE	LONGUEUR	ANG	TRF	TRL	TAC	OBL	COR	OBR	BRO	CCO	BRE	SPI	ABL	BAF	CAA	GOU	CHE	VAN	BLN	VAL	BOU	GAR	ROT	TAN	LOF	PCH	LOT	EPI	PER	PES	CHA	
Rhône-2-03450	Ville	2006-2007 1988-1999	suivi passe Seujet suivi Seujet			9992 9993	9992					9992		9992	9992	9992	9992	9992	9992	9992	9992		9993		9991	9993	9993	9992	9993	9992	9993	9991	9992	9992	
Rhône-2-16640	Retenue de Verbois	15.11.2007 15.11.2000	EPA EPA			1						40		1		5			96	22					8	7	50		8		49	80	13		
Rhône-2-17430	Aval barrage de Verbois, rive droite	17.11.2007 16.11.2000	1 1	150 150											3																				
Rhône-2-18350	Vieux Rhône, vltang ouest	19.11.2008 16.11.2000	1 1	100 100											2																				
Rhône-2-19510	Embouchure Allondon	17.11.2007 16.11.2000	1 1	120 100							2				16								11												
Rhône-2-21080	la Trouvère	16.11.2007 16.11.2000	1 1	80 150											1									8993											
Rhône-2-23740	Retenue de Chancy	16.11.2007 17.11.2000	EPA EPA			1						23			29																				
Rhône-2-25580	Les Tortues	17.11.2007 16.11.2000	1 1	100 100												3								7	16										
Rhône-2-27280	Ile de Vers-Vaux	17.11.2007 17.11.2000	1 1	150 150																															
Rhône-2-27780	Linnigraphie, Vers-Vaux	17.11.2007 17.11.2000	1 1	110 80																															

ABONDANCE : valeur absolue rapportée à 100 m ou 9991 = très abondant, 9992 = abondance moyenne, 9993 = rare

individus isolés      effectifs en augmentation entre 2000 et 2007-2008 ou présence nouvelle      effectifs en diminution entre 2000 et 2007-2008 ou absence

Les captures de truites fario sont globalement faibles par pêche électrique (1 capture de truite en 2007), mais l'espèce est régulièrement signalée au niveau de la passe-à-poisson du

Seujet, à la différence de l'ombre qui n'a pas été capturé en 2007. En 2007, les espèces majoritaires sont l'ablette, le brochet, le goujon, le chevaine et la perche (très abondante en amont de Verbois). Certaines espèces se retrouvent plus particulièrement dans la retenue de Verbois : la tanche, le rotengle, la perche-soleil et le poisson-chat. Dans ce secteur du Rhône genevois, on constate une dominance d'espèces lenticques, du fait de la présence des retenues de Verbois et Chancy-Pougny et de la proximité du lac Léman.

Côté français, la station de Pougny, située juste en aval de la retenue de Chancy-Pougny, à la frontière franco-suisse, a été prospectée le 28 novembre 2008. A cette occasion, seulement 6 espèces ont été capturées (Figure 23), avec une dominante d'ablette et de chevaines.

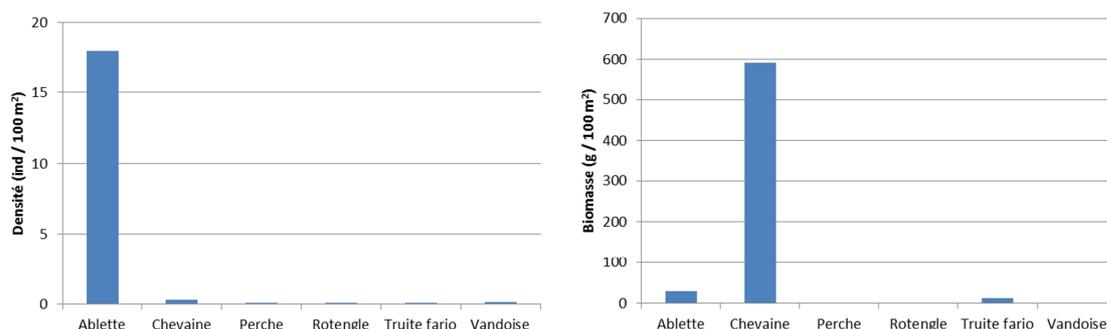


FIGURE 23 : DENSITÉS ET BIOMASSES CAPTURÉES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE À LA STATION DE POUIGNY LE 28/11/2008

### 3.4.2 Haut-Rhône français

Sur le Haut-Rhône, différentes campagnes d'inventaires piscicoles ont été menées par l'ONEMA depuis la mise en place du Réseau Hydrobiologique et Piscicole en 1995, puis du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) dès 2007. Trois stations en particulier font l'objet de longues chroniques depuis les années 2000 : Culoz, Brangues et Jons (Figure 21). Ces trois stations sont situées sur le Rhône non court-circuité, mais en aval direct des restitutions du canal de dérivation de Chautagne (station de Culoz), et de Brégnier-Cordon (station de Brangues), ou encore au niveau de la retenue du barrage de Jons (en amont du Pont de Jons), située hors concession de la CNR.

#### - Station de Culoz

La station de Culoz est une station prospectée annuellement par ambiances de 2000 à 2006 dans le cadre du RHP, puis tous les deux ans dès 2007 dans le cadre du RCS. La station est située au niveau du pont de la Loi, soit juste en aval de la restitution du canal de Chautagne. Elle a été déplacée de 2 km vers l'aval en 2007 pour se situer au niveau du pont de la voie ferrée. En raison de la proximité de ces deux stations et de leur cortège d'espèces très similaire, les données ont été agglomérées et des valeurs moyennes par année ont été calculées. Un total de 28 espèces a été répertorié sur la période 2000-2011 (Figure 24), avec 18 espèces capturées en moyenne lors de chaque campagne.

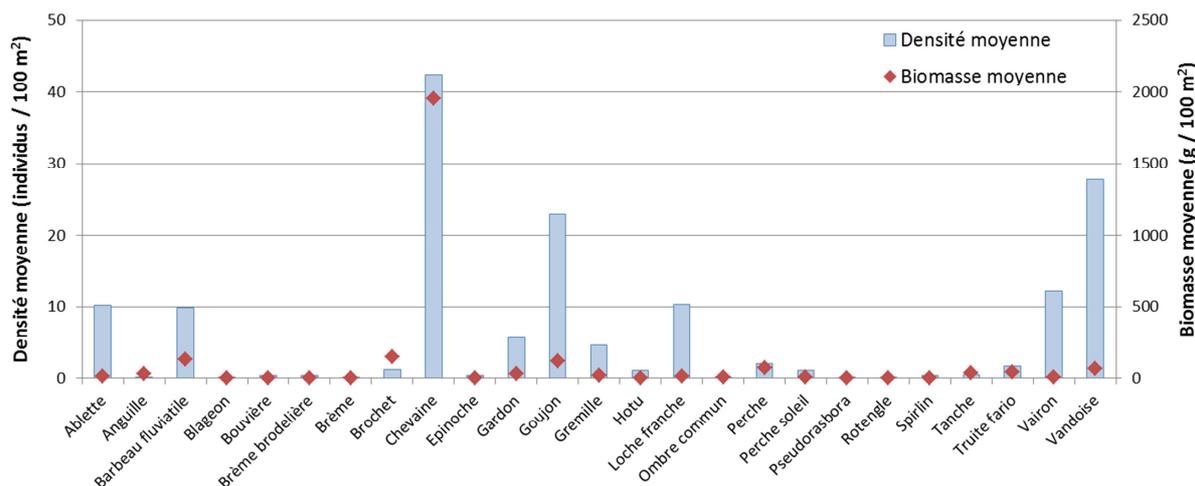


FIGURE 24 : DENSITÉS ET BIOMASSES MOYENNES (INTERANNUELLES) PAR ESPÈCE LORS DES INVENTAIRES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE EFFECTUÉS À LA STATION DE CULOZ ENTRE 2000 ET 2011.

Les espèces majoritaires sont le chevaine, le goujon, la vandoise, le vairon, la loche franche, le barbeau et l'ablette. Excepté l'ablette, toutes ces espèces affectionnent plutôt les milieux courants. On dénombre au total 8 espèces de cyprinidés rhéophiles (barbeau, blageon, chevaine, goujon, hotu, spirilin, vairon, vandoise) qui représentent 75% de la densité et 84% la biomasse moyenne (Figure 25). En outre, la loche franche, espèce d'accompagnement de la truite, est présente dans des proportions non négligeables (7% des effectifs).

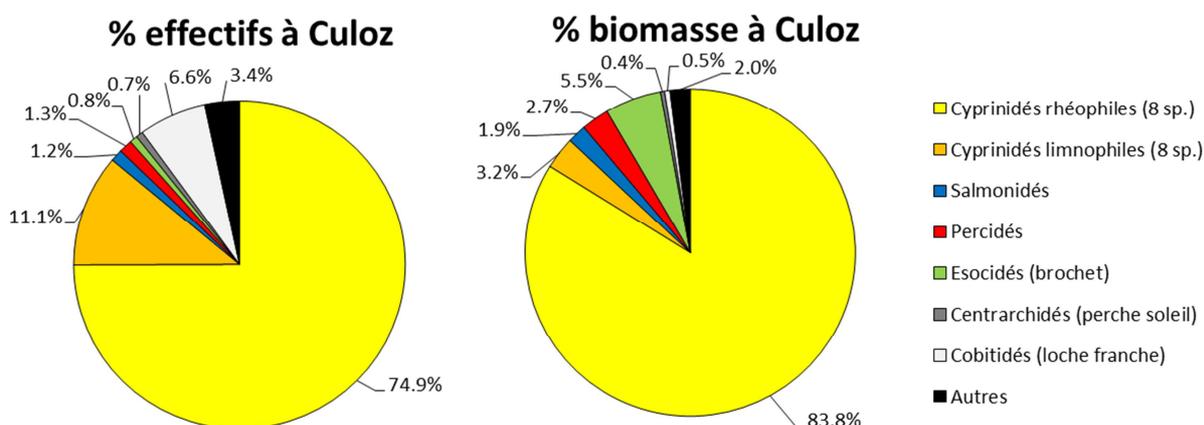


FIGURE 25 : RÉPARTITION RELATIVE DES PRINCIPALES FAMILLES DE POISSONS CAPTURÉS DANS LE RHÔNE À CULOZ.

#### - Station de Brangues

Cette station a été prospectée chaque année de 2000 à 2010. Elle se situe en aval de la restitution du canal de Brégnier-Cordon. Au total, 32 espèces ont été répertoriées sur la période (Figure 26), avec en moyenne 20 espèces capturées lors de chaque opération.

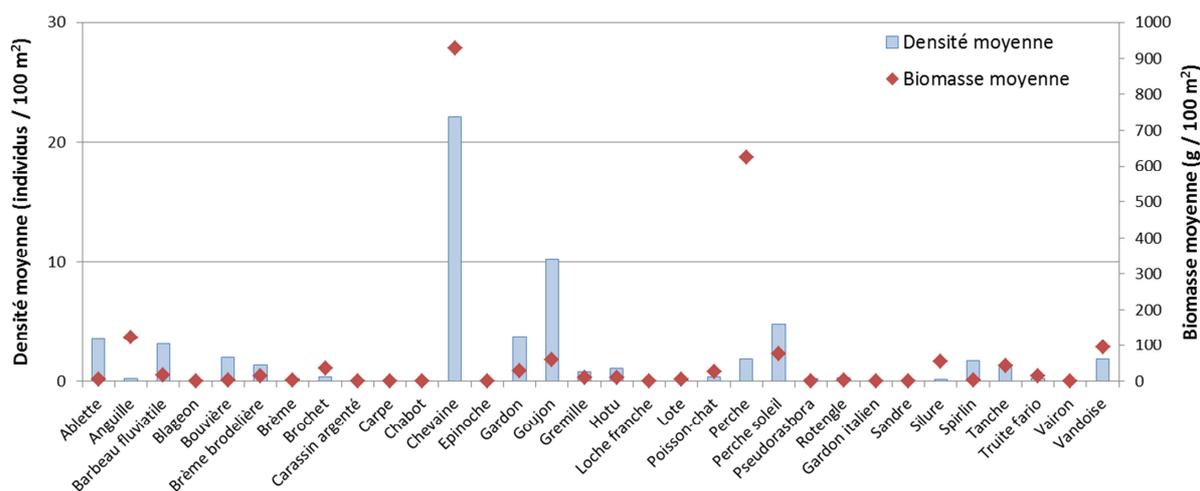


FIGURE 26 : DENSITÉS ET BIOMASSES MOYENNES (INTERANNUELLES) PAR ESPÈCE LORS DES INVENTAIRES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE EFFECTUÉS À LA STATION DE BRANGUES ENTRE 2000 ET 2010 (11 OPÉRATIONS D'INVENTAIRE).

Les espèces majoritaires (en densité) sont le chevaie, le goujon, la perche-soleil, le gardon, l'ablette et le barbeau. En biomasse moyenne, le chevaie est largement majoritaire, suivi de la perche et de l'anguille. Le peuplement est dominé par les cyprinidés, plus particulièrement les cyprinidés rhéophiles (Figure 27), qui représentent 65% de la densité moyenne observée et 51% de la biomasse moyenne. Les percidés sont également bien représentés (en particulier la perche) et constituent 29% de la biomasse.

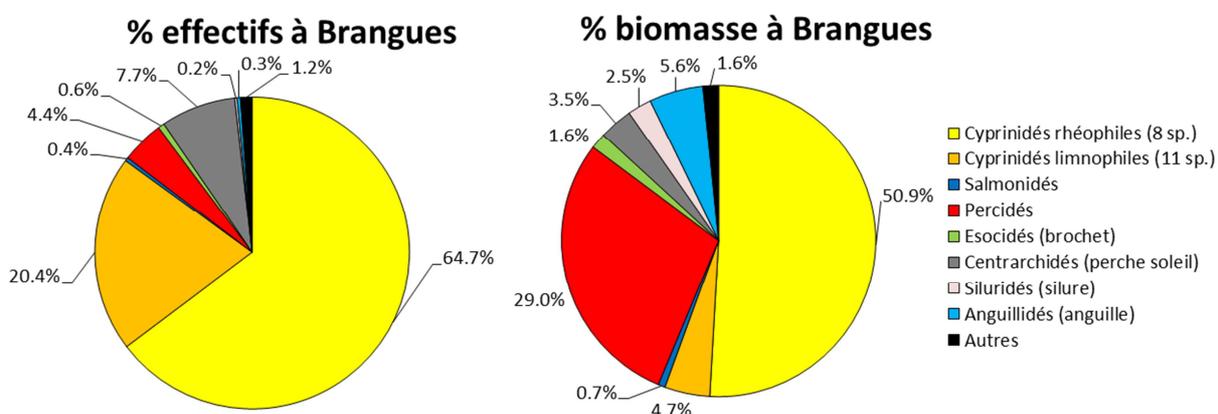


FIGURE 27 : RÉPARTITION RELATIVES DES PRINCIPALES FAMILLES DE POISSONS CAPTURÉS DANS LE RHÔNE À BRANGUES.

Si le chevaie reste l'espèce largement majoritaire, tout comme sur la station de Culoz, les autres espèces de cyprinidés rhéophiles telles que la vandoise et le vairon sont en nette régression. Il est à noter l'augmentation des densités d'espèces exotiques, telles que la perche-soleil (8% des densités moyennes). Le poisson-chat et le silure font également leur apparition.

### - Station de Jons

La station du pont de Jons a été prospectée chaque année entre 2000 et 2012, soit 13 campagnes de pêche, réalisées selon la méthode des ambiances de 2000 à 2006, puis par points dès 2007. Au total 31 espèces ont été capturées au moins une fois sur la période (Figure 28), avec en moyenne 21 espèces capturées à chaque campagne.

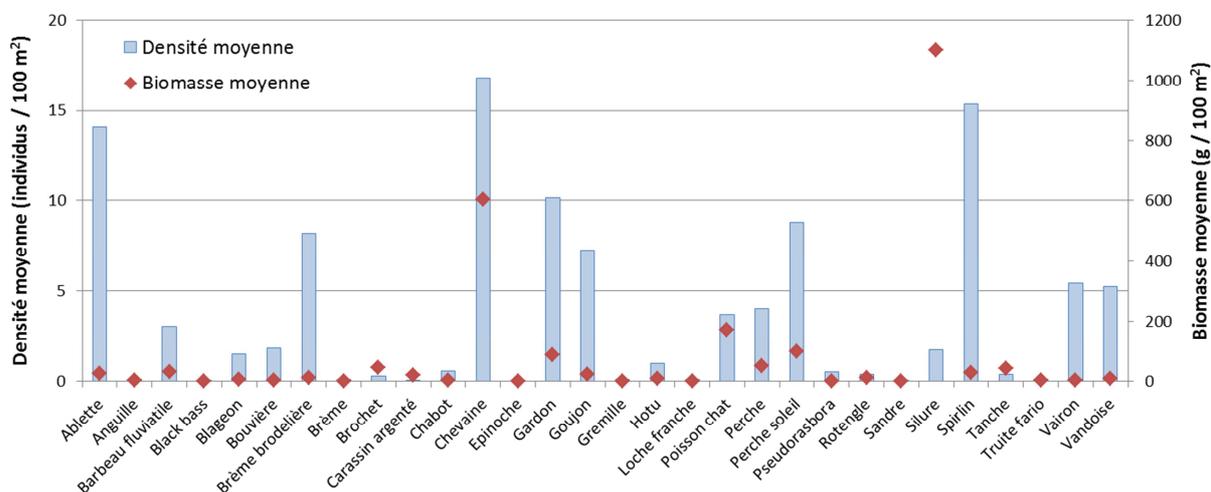


FIGURE 28 : DENSITÉS ET BIOMASSES MOYENNES (INTERANNUELLES) PAR ESPÈCE LORS DES INVENTAIRES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE EFFECTUÉS À LA STATION DE JONS ENTRE 2000 ET 2012.

Les espèces majoritaires sont le chevaine, le spirilin, l'ablette, le gardon, la perche-soleil, la brème bordelière et le goujon. Il est noté la très forte contribution du silure qui représente 43% de la biomasse totale, ce qui n'est pas surprenant étant donné la taille de ces individus.

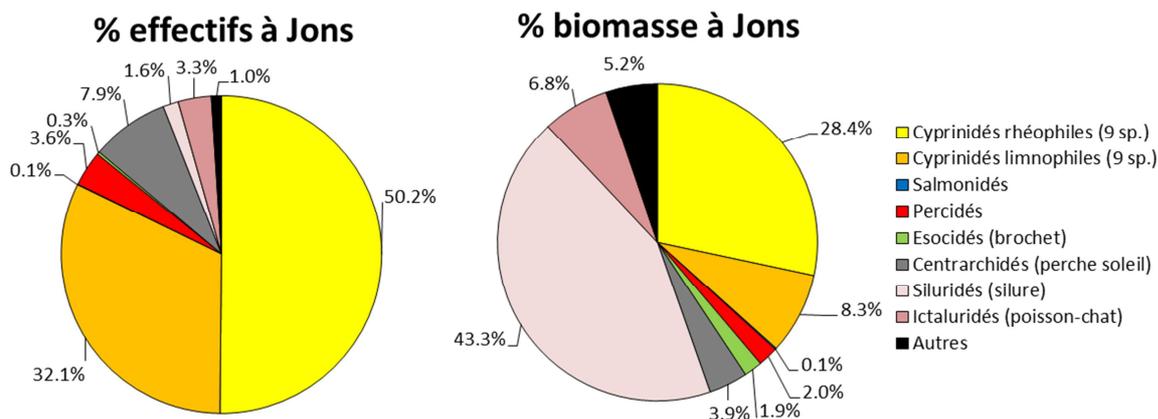


FIGURE 29 : RÉPARTITION RELATIVE DES PRINCIPALES FAMILLES DE POISSONS CAPTURÉS DANS LE RHÔNE À JONS.

Les espèces de cyprinidés rhéophiles restent majoritaires (50% des densités), mais perdent du terrain face aux cyprinidés limnophiles qui représentent 32% des captures (Figure 29). Les principales espèces exotiques (perche-soleil, poisson-chat, silure) représentent près de 13% des captures et 54% de la biomasse.

### 3.5 Peuplement au niveau des aménagements

Les peuplements piscicoles au niveau des canaux de dérivation du Haut-Rhône ont été assez peu étudiés. Les données présentées au niveau des retenues de barrage (en particulier Verbois et Chancy-Pougny) montrent que ces milieux lenticques sont favorables aux espèces d'eau calmes (tanche, rotengle, gardon, ablette,...) et moins favorables aux espèces d'eau vive comme les salmonidés et certains cyprinidés.

Un exemple intéressant d'aménagement permettant de comparer les peuplements piscicoles en amont de la dérivation (dans la retenue) et dans le Vieux-Rhône est celui de Brégnier-Cordon. En effet, une station de suivi piscicole du Réseau de Contrôle et de Surveillance de l'ONEMA est présente en amont direct de la dérivation, et une autre est située dans le Vieux-Rhône (Figure 30). La station de Brangues, décrite précédemment est située au niveau de la restitution du canal de dérivation. Chacune de ces stations a fait l'objet de 3 campagnes de pêche à l'électricité entre 2007 et 2011, selon la méthode d'échantillonnage par EPA adaptée pour les grands milieux (Figure 31).



FIGURE 30 : LOCALISATION DES STATIONS DE PÊCHE AU NIVEAU DE L'AMÉNAGEMENT DE BRÉGNIER-CORDON

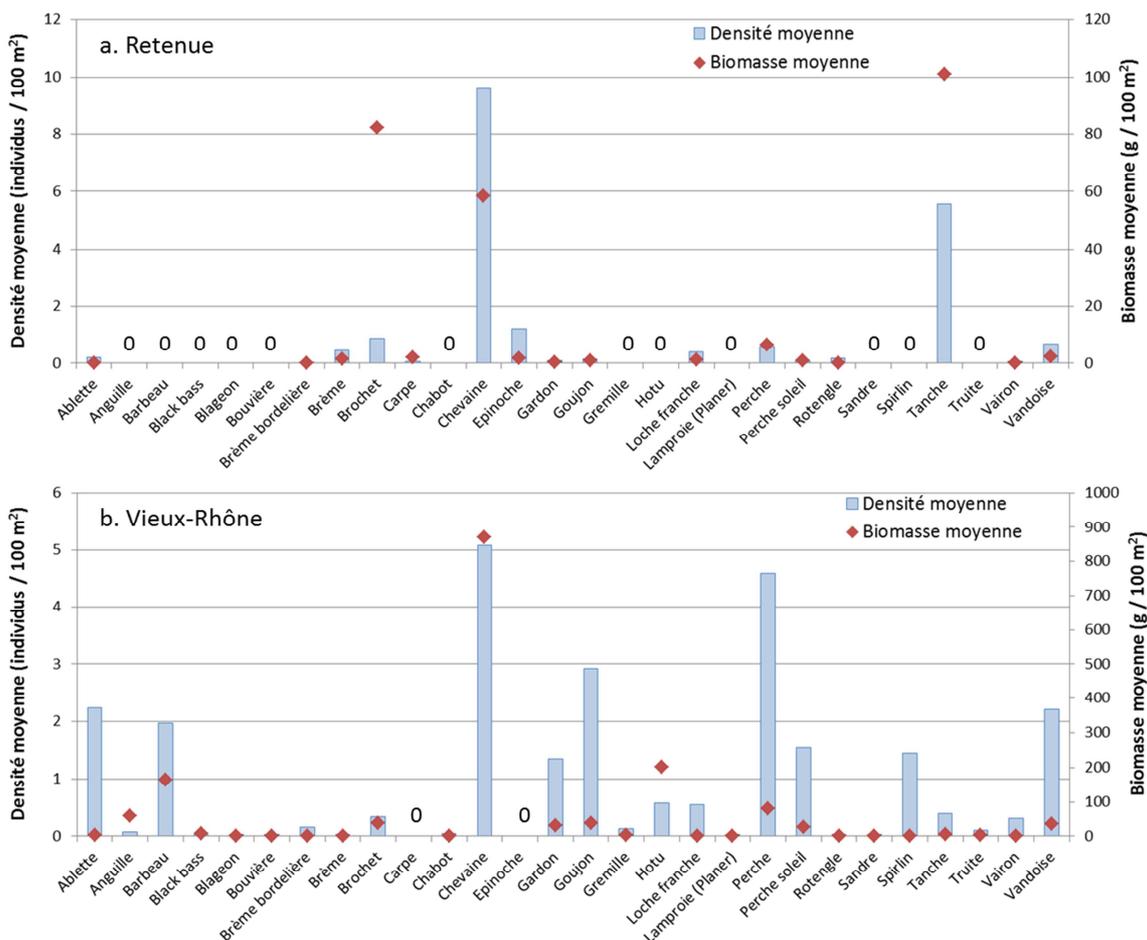


FIGURE 31 : DENSITÉS ET BIOMASSES MOYENNES (INTERANNUELLES) PAR ESPÈCE LORS DES INVENTAIRES PAR PÊCHE ÉLECTRIQUE EFFECTUÉS (A) DANS LA RETENUE, (B) DANS LE VIEUX-RHÔNE, AU NIVEAU DE L'AMÉNAGEMENT DE BRÉGNIER-CORDON. LES « 0 » INDIQUENT L'ABSENCE DE L'ESPÈCE.

Les résultats montrent de très nettes différences dans la composition des peuplements de deux stations. Un total de 16 espèces a été identifié au niveau de la station de Murs-et-Gélignieux (retenue) contre 26 espèces dans le Vieux-Rhône. Les densités totales pêchées sont stables au cours des 3 campagnes, comprises entre 16 et 23 ind/100 m<sup>2</sup> dans la retenue, et entre 24 et 28 ind/100 m<sup>2</sup> dans le Vieux-Rhône. Dans la retenue, le peuplement est majoritairement composé de chevaines, de tanches et de brochets (contribution forte de ce dernier dans la biomasse). Les autres espèces présentes sont majoritairement des cyprinidés limnophiles (brème, carpe, gardon, rotengle,...). Dans le Vieux-Rhône, si la chevaine reste l'espèce dominante, on retrouve également plusieurs espèces de cyprinidés rhéophiles absentes ou peu présentes dans la retenue : vandoise, spirin, barbeau, hotu ou encore goujon. Ces observations confirment les résultats de la synthèse de répartition des espèces piscicoles par habitat établie par Jean-Michel Olivier sur le Haut-Rhône sur la base de données de 592 pêches réalisées depuis 1989 (Annexe 4).

### 3.6 Conclusions

Les données disponibles indiquent que le peuplement piscicole du Haut-Rhône, historiquement classé dans la zone à ombre avant le début des aménagements pour la navigation et la production d'hydroélectricité, est actuellement un peuplement constitué principalement de cyprinidés, en particulier des cyprinidés d'eau vive tels que le chevaine, le barbeau, le spirilin, le hotu ou encore la vandoise (peuplement davantage caractéristique de la zone à barbeaux selon Huet, 1954). La diversité spécifique est de l'ordre d'une trentaine d'espèces, et tend à augmenter vers l'aval ainsi que dans les sections du Rhône court-circuité (Vieux-Rhône), où plusieurs espèces rhéophiles trouvent refuge (ex : hotu, loche franche,...). Au niveau des retenues, les espèces d'eau calme sont plus abondantes (ex : brèmes, rotengle, gardon), ceci dès les premiers barrages sur le Rhône genevois (Verbois et Chancy-Pougny). Le chevaine, cyprinidé ubiquiste, reste l'espèce majoritaire dans les différents milieux. Plusieurs espèces présentes de manière sporadique dans les captures sont inscrites à l'Annexe II de la Directive Habitats Faune Flore 92 / 43 / CEE (espèces dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) : la lamproie de Planer, le toxostome, le blageon, la bouvière et le chabot. Enfin, les espèces exotiques susceptibles d'induire des déséquilibres biologiques, la perche-soleil et le poisson-chat (article R432-5 du code de l'environnement), sont en augmentation vers l'aval, tout comme le silure, espèce introduite dans le bassin du Rhône à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.

Il demeure des inconnues quant à la structure du peuplement piscicole dans les canaux d'amenée et de fuite. Ces milieux présentent un habitat relativement homogène et des berges endiguées, peu propices aux espèces affectionnant des habitats diversifiés et des zones refuge. Toutefois, il n'est pas exclu que le chenal puisse être emprunté par certains salmonidés (truites, ombres) et des gros cyprinidés rhéophiles (barbeaux), dont l'estimation par le biais de pêches en bordure reste plus qu'incertaine.

## 4 Impacts de la MEST sur les poissons

L'établissement de mesures de protection nécessite une bonne connaissance des seuils de tolérance des principales espèces piscicoles afin de limiter les menaces. La détermination de ces seuils repose sur des études à la fois expérimentales (en milieu contrôlé) et *in situ*.

### 4.1 Etude bibliographique : principe

La recherche documentaire relative aux impacts des sédiments sur les poissons a été réalisée à partir de deux moteurs de recherche principaux : *Web of Science* (qui répertorie une partie de la littérature scientifique publiée dans des revues internationales avec comité de lecture) et *Google Scholar* (qui répertorie tous types de documents : littérature scientifique, études, rapports, présentations,...). Une requête à partir des mots clés « impact \* (fine or suspended) \* sediment \* fish » a identifié 356 articles publiés entre 1990 et 2014, avec une très nette augmentation du nombre de publications depuis les années 2000. Une requête similaire a été réalisée sur le moteur de recherche plus générique *Google Scholar* et a montré une tendance similaire : le nombre annuel de références se rapportant aux mots clés précités est en forte augmentation depuis la fin des années 90 (Figure 32).

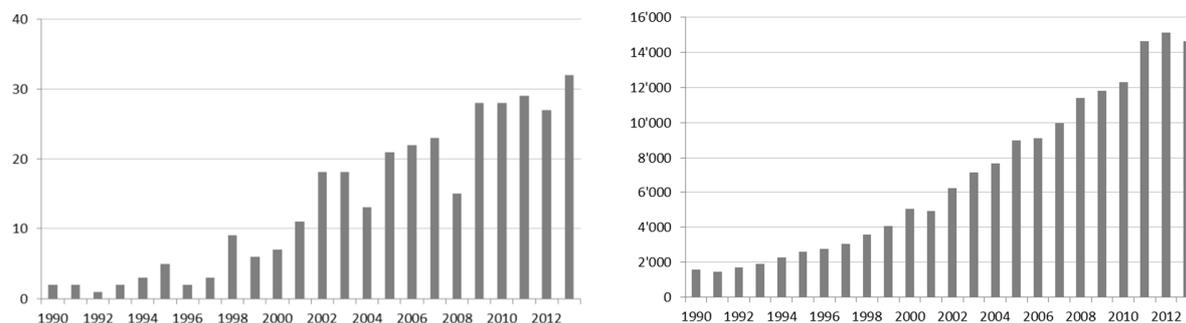


FIGURE 32 : NOMBRE DE RÉFÉRENCES PAR ANNÉE RÉPERTORIÉES DANS LES MOTEURS DE RECHERCHE *WEB OF SCIENCE* (À GAUCHE) ET *GOOGLE SCHOLAR* (À DROITE) À L'ISSUE D'UNE REQUÊTE COMPORTANT LES MOTS CLÉS « IMPACT \* (FINE OR SUSPENDED) \* SEDIMENT \* FISH ».

Des requêtes plus précises permettent ensuite d'identifier la littérature disponible pour certaines familles de poissons seulement. Environ 19% des références scientifiques font référence aux salmonidés, contre près d'1 % seulement pour les cyprinidés (Tableau 11). Les mêmes requêtes ont aussi été effectuées en français.

TABLEAU 11 : EXEMPLES DE REQUÊTES EFFECTUÉES SUR LES DEUX MOTEURS DE RECHERCHE ; LE NOMBRE DE RÉFÉRENCES OBTENU EST INDIQUÉ POUR CHAQUE REQUÊTE.

Mots-clés	Web of Science	Google Scholar
impact * (fine OR suspended) * sediment * <b>fish</b>	359	225'000
impact * (fine OR suspended) * sediment * ( <b>salmonid OR salmonidae</b> )	67 (19 %)	16'000 (7%)
impact * (fine OR suspended) * sediment * ( <b>cyprinid OR cyprinidae</b> )	5 (1.4%)	5940 (2.6%)

Dans un article scientifique de synthèse consacré aux effets des matières en suspension sur les poissons, Newcombe and Jensen (1996) ont compilé à partir de la littérature scientifique 264 jeux de données contenant des informations relatives à l'exposition aux MES (concentration et durée) et aux effets sur différentes espèces de poissons. Parmi ces données, seules 50 concernent les espèces dites « non-salmonidés », soit seulement 19%. L'essentiel de la littérature relative aux effets des sédiments fins sur les espèces piscicoles s'est concentré sur relativement peu de familles, et en particulier sur les salmonidés (Kemp *et al.*, 2011). Les connaissances restent lacunaires pour de nombreuses espèces, en particulier celles qui n'ont pas d'importance économique, et qui sont dans certains cas fortement menacées (Rosenfeld and Hatfield, 2006).

## 4.2 Caractérisation des impacts

Les poissons occupent des niveaux trophiques situés au sommet (ou proche du sommet) de la chaîne alimentaire et peuvent en ce sens être considérés comme des indicateurs de l'intégrité biotique des écosystèmes aquatiques continentaux (Karr, 1991). Ils sont sous l'influence d'impacts écologiques indirects des sédiments fins, qui affectent les niveaux trophiques inférieurs. Ils sont également directement affectés par les sédiments fins, qu'ils soient en suspension ou déposés sur le substrat. Ces effets (directs et indirects) agissent sur la disponibilité de la ressource, la capacité à rechercher de la nourriture, la physiologie, le comportement ou encore l'habitat des espèces piscicoles (Kemp *et al.*, 2011).

### 4.2.1 Impacts sur les niveaux trophiques inférieurs

La sédimentation affecte la croissance, la reproduction et la mortalité à tous les niveaux trophiques (Henley *et al.*, 2000). Dans les cours d'eau, la production primaire est assurée par le phytoplancton (algues microscopiques en suspension dans la colonne d'eau), le périphyton (algues microscopiques fixées au substrat) et les macrophytes (plantes visibles à l'œil nu, enracinées ou flottantes). Ces organismes, à la base des réseaux trophiques, sont également des producteurs d'oxygène par le biais de la photosynthèse. La production primaire est susceptible d'être affectée par une augmentation de la turbidité qui réduit la

zone euphotique (couche d'eau qui diffuse la lumière) dans laquelle peut se réaliser la photosynthèse (US EPA, 2003). Les sédiments en suspension peuvent réduire l'abondance du périphyton fixé sur le substrat par abrasion (Luce *et al.*, 2010) ; le dépôt de sédiment peut en outre bloquer la fixation du périphyton sur le substrat (Brookes, 1986). Les sédiments fins en suspension, même à de faibles concentrations (1-10 mg/L) peuvent également altérer la composition physique du périphyton et réduire sa valeur nutritive pour les invertébrés (Graham, 1990). Une étude expérimentale récente a montré que des charges sédimentaires élevées conduisent à une réduction de l'efficacité de la photosynthèse algale, une baisse de la croissance algale et un changement de la structure des communautés (Izagirre *et al.*, 2009). Outre le périphyton, les sédiments fins (en suspension ou déposés) impactent négativement la croissance des macrophytes, en réduisant l'activité photosynthétique (Ryan, 1991). Lloyd *et al.* (1987) ont montré que la production primaire se retrouve diminuée de 3 à 13% pour une augmentation de turbidité de 5 NTU ; une augmentation de 25 NTU réduit la production primaire de près de 50%. Par effet de cascade trophique, cette réduction de production primaire affecte les niveaux trophiques supérieurs (Lloyd *et al.*, 1987) : zooplancton, macroinvertébrés benthiques et ultimement les poissons (Figure 33).

Les macroinvertébrés benthiques regroupent différentes espèces d'insectes, mollusques et crustacés. Ils constituent une source importante de nourriture pour un grand nombre d'espèces de poissons, notamment les salmonidés et les cyprinidés rhéophiles. Les effets de l'augmentation de la concentration en sédiments fins sur les communautés de macroinvertébrés ont été largement étudiés (Newcombe and Macdonald, 1991 ; Waters, 1995). Les sédiments fins ont un effet direct puisqu'ils étouffent les macroinvertébrés en se déposant sur le substrat (Kefford *et al.*, 2010) et réduisent leur apport en oxygène et leur quantité de nourriture (périphyton, macrophytes, plancton). Les sédiments fins diminuent également la quantité d'habitat disponible en comblant les espaces interstitiels du substrat, ce qui entraîne une réduction de la circulation d'eau et une réduction de l'oxygène disponible (Theurer *et al.*, 1998). Différentes études ont montré une baisse de l'abondance en macroinvertébrés ainsi qu'un changement de la composition des communautés consécutifs à une augmentation de la charge en sédiments fins (p. ex. Lloyd *et al.*, 1987 ; Wood and Armitage, 1997 ; Jones *et al.*, 2011). Parallèlement, des charges importantes en MEST peuvent engendrer une augmentation de la dérive (Gammon, 1970 ; Shaw and Richardson, 2001), c'est-à-dire des organismes entraînés par le courant. Ceci est une conséquence de la réduction de l'habitat disponible et des espaces interstitiels. Gammon (1970) a montré qu'une hausse de la MEST de 40 à 80 mg/L au-dessus du niveau de référence induisait une augmentation de la dérive comprise entre 25 et 90%. De la même manière, Suren and Jowett (2001) ont montré une relation négative entre la concentration en sédiments et la densité de macroinvertébrés benthiques et une relation positive avec la densité de macroinvertébrés dérivants.

Les changements dans la diversité et l'abondance des communautés de macroinvertébrés aboutissent inévitablement à un changement des communautés piscicoles, qui sont victimes

de l'altération de la composition de leur ressource trophique (Kemp *et al.*, 2011). Cet effet est d'autant plus perceptible chez les espèces herbivores ou consommatrices de macroinvertébrés benthiques (Berkman and Rabeni, 1987 ; Rabeni and Smale, 1995).

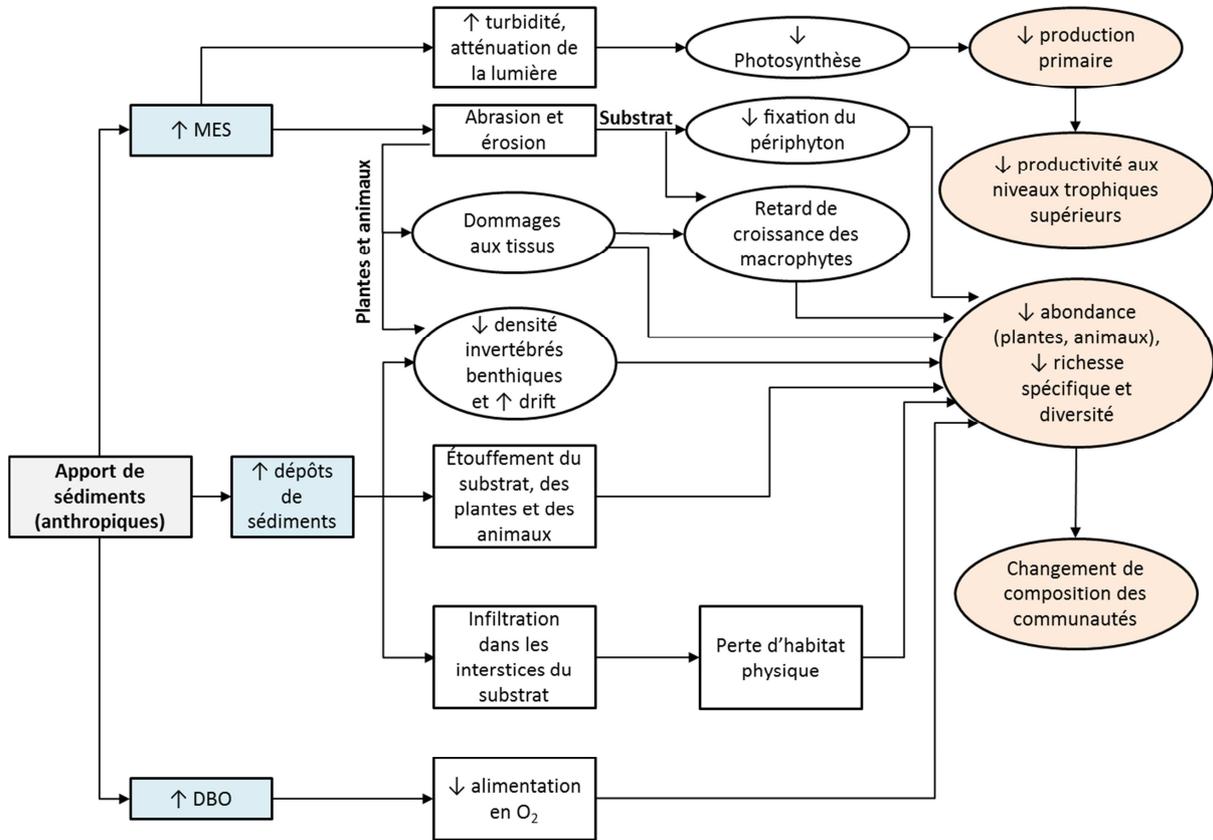


FIGURE 33 : BILAN DES EFFETS NÉGATIFS DES APPORTS DE SÉDIMENTS DANS LES SYSTÈMES AQUATIQUES LOTIQUES. LES RECTANGLES ET LES OVALES REPRÉSENTENT RESPECTIVEMENT LES EFFETS PHYSICO-CHIMIQUES ET LES RÉPONSES (BIOLOGIQUES ET ÉCOLOGIQUES) DIRECTES OU À LONG TERME (D'APRÈS KEMP *ET AL.*, 2011).

#### 4.2.2 Impacts des sédiments fins sur la physiologie et la performance des poissons

Les sédiments fins, en suspension ou déposés, peuvent avoir des effets variables sur les poissons, en fonction d'un certain nombre de paramètres résumés par Bash *et al.* (2001) :

- La nature des sédiments, définie par leur origine (naturelle, agricole, urbaine,...) ;
- La température, qui influence certains processus biogéochimiques et fragilise potentiellement les espèces qui affectionnent les eaux fraîches (exemple de la truite) ;
- L'angularité des particules, qui influence l'effet abrasif sur les tissus sensibles tels que les branchies ;
- La demande en oxygène des sédiments ;
- La source et la composition de la matière organique ;

- La toxicité d'éventuels polluants associés ;
- La concentration des particules et la turbidité résultante ;
- La fréquence d'exposition ;
- Les concentrations naturelles en MES ;
- La disponibilité et l'accès à des zones de refuge ;
- La sensibilité des espèces, leur tolérance ;
- Le stade de vie ;
- La période d'occurrence des événements de turbidité (exemple de certaines phases larvaires critiques) ;
- La fitness ou l'état de santé des individus ;
- La présence d'autres stress ou pressions environnementales.

Des effets physiologiques peuvent se produire à court terme, moyen terme ou long terme. Les effets à court terme, dus à un bref épisode de charge sédimentaire, correspondent le plus souvent à un stress, pouvant être évalué par l'augmentation des corticostéroïdes, du glucose ou des hématocrites, et par une réduction des niveaux de leucocytes chez les salmonidés (Redding *et al.*, 1987 ; Lake and Hinch, 1999). Ces épisodes peuvent être accompagnés d'une baisse de l'alimentation et dans certains cas d'une diminution de l'oxygène disponible (Henley *et al.*, 2000), pouvant conduire à des mortalités par hypoxie. Ainsi, lors d'opérations de vidanges du réservoir Valgrosina (Italie) pendant 13 jours avec des MEST de pointe supérieures à 70 g/L, des mortalités importantes ont été enregistrées, avec une réduction de densité totale de 73%, et une mortalité plus forte aux stades juvéniles (Crosa *et al.*, 2010). Ces mortalités restent exceptionnelles car la plupart des espèces piscicoles peuvent tolérer des concentrations en sédiments en suspension relativement élevées sur de courtes périodes avant que des mortalités ne se produisent (Robertson *et al.*, 2006). La tolérance aux MEST est liée au stade de vie, les poissons ayant tout juste émergé sont susceptibles de mourir ou d'émigrer à des concentrations plus faibles (Sigler *et al.*, 1984).

Les effets à moyen terme englobent une baisse de la résistance aux polluants et aux maladies, des phénomènes d'abrasion (branchies, tissus) une réduction des échanges gazeux par les branchies, une baisse de l'alimentation en oxygène aux stades larvaires, des stress physiologiques prolongés, des retards de croissance et de développement et enfin des effets létaux (Kemp *et al.*, 2011). A titre d'exemple, les taux de croissance de juvéniles de truites arc-en-ciel et de saumon coho ont été mesurés systématiquement plus faibles dans des eaux turbides (22 à 286 NTU pendant 11 à 21 jours) que dans des eaux claires (Sigler *et al.*, 1984).

Les effets à long terme renvoient davantage à une réponse au niveau des populations, susceptibles d'être fragilisées voire décimées par la répétition d'événements de relargage sédimentaire.

### 4.2.3 Impacts des sédiments fins sur le comportement

Les perturbations environnementales des milieux aquatiques, telles que les augmentations de charges en sédiments fins, impactent le comportement des poissons. La communication visuelle entre individus peut être réduite ; or, celle-ci est nécessaire en particulier au moment de la parade nuptiale, pour la relation avec les jeunes, pour le comportement en banc ou encore au moment de la migration. Par exemple, une étude récente portant sur 5 espèces de petits cyprinidés du genre *Notropis* présents seulement en Amérique du nord a montré des perturbations du comportement de rassemblement en banc dans des eaux faiblement turbides (<10 NTU ; Gray *et al.*, 2014). L'étude a également montré les fortes variations de tolérance vis-à-vis de la turbidité entre les 5 espèces, suggérant la difficulté d'extrapoler les résultats observés sur une espèce vers des espèces assez proches.

Pour les espèces chassant à vue telles que les salmonidés, des turbidités élevées réduisent l'aptitude à capturer de la nourriture. Exposés en laboratoire à des turbidités comprises entre 30 et 60 NTU pendant 3 à 5 jours, des juvéniles de saumons coho ont montré une réduction du succès de capture de proies vivantes (artémias) et une diminution du nombre de proies ingérées (Berg and Northcote, 1985). Des tendances similaires ont été observées chez d'autres espèces, comme par exemple chez une espèce de Centrarchidé nord-américaine (Gardner, 1981). Dans le même temps, les hiérarchies de dominances entre individus se sont effondrées, les individus ont cessé de défendre leur territoire et un déploiement anormal des opercules a été observé. Ceci peut avoir des conséquences sur la croissance, l'abondance et la distribution des individus.

Si la turbidité affecte le comportement de prédation et réduit l'acquisition de nourriture, elle affecte également la capacité des proies à identifier leur prédateur. Des vairons « tête de boule » (cyprinidé d'origine nord-américaine *Pimephales promelas*) ont montré une réduction de leur comportement anti-prédateur en présence de truites fario dans des environnements turbides (Ferrari *et al.*, 2010). Des turbidités moyennes peuvent être bénéfiques pour certaines espèces qui augmentent leur efficacité de captures de proies, lorsque l'acuité visuelle des proies est réduite. Gregory and Northcote (1993) ont ainsi montré un optimum du taux de captures de proies benthiques et de surface par des juvéniles de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) à des turbidités intermédiaires (35 – 150 NTU), les eaux claires induisant un risque plus élevé pour les jeunes saumons vis-à-vis de leurs prédateurs. Pour les niveaux de turbidité supérieurs (> 150 NTU), le taux de capture des proies était fortement altéré. En comparant la consommation de proies chez des espèces planctonophages et piscivores pour différents niveaux de turbidité, De Robertis *et al.* (2003) ont montré qu'un environnement turbide peut être plus favorable aux espèces consommatrices de plancton plutôt qu'aux espèces piscivores. En outre, comme décrit précédemment, les augmentations de turbidité augmentent également la dérive (Shaw and Richardson, 2001) dont se nourrissent préférentiellement les truites.

La variabilité des effets de la turbidité sur le comportement est très forte entre espèces. Certaines espèces sont plus adaptées que d'autres à des conditions de visibilité réduite. A titre d'exemple, le sandre et la grémille sont équipés d'une couche réfléchissante au niveau de la rétine qui augmente leur capacité de capture de proies dans des conditions de faible luminosité (Ali *et al.*, 1977). D'autres espèces utilisent des barbillons tactiles ou leur sens olfactif pour la recherche de nourriture et peuvent être moins désavantagées dans des environnements turbides, ce qui est le cas par exemple de plusieurs espèces de cyprinidés (carpes, barbeaux) ou encore des poissons-chats (Kemp *et al.*, 2011). Toutefois, des données quantitatives sur ces espèces sont inexistantes.

Les espèces piscicoles développent également des stratégies d'évitement des panaches de sédiment (par ex., Servizi and Martens, 1992 ; Newcombe and Jensen, 1996). Ceci peut se traduire par la recherche de refuges ou bien par le déplacement vers des zones non impactées (Berg and Northcote, 1985). Bisson and Bilby (1982) ont montré le déplacement de saumons coho (*Oncorhynchus kisutch*) pour des turbidités supérieures à 70 NTU. Les salmonidés ont tendance à rechercher des abris ou refuges lorsque la turbidité augmente suite à des augmentations de charge en MEST. Des effets similaires sont observés chez d'autres espèces, notamment chez 6 espèces natives de Nouvelle-Zélande, dont 3 espèces de Galaxiidae et 2 espèces d'anguilles (Boubée *et al.*, 1997). Dans cette étude, les réponses ont été très variables entre espèces, puisque certaines ont commencé à éviter le panache de MEST dès 25 NTU alors que d'autres n'ont montré aucune réaction particulière jusqu'à 1'100 NTU (cas des anguilles). Pour les espèces les plus sensibles, les comportements d'évitement peuvent se traduire par une interruption de la migration vers les sites de reproduction lors des flux importants de MEST.

#### 4.2.4 Impacts des sédiments fins sur l'habitat des poissons

Les dépôts de sédiments fins modifient la morphologie du lit des cours d'eau et diminuent la qualité et la quantité d'habitat disponible pour la faune aquatique. Les cours d'eau de plaine, ayant une tendance naturelle à la sédimentation des particules fines sont les plus impactés. Les exigences écologiques des espèces piscicoles en matière d'habitat évoluent au cours du développement ontogénique. Les principaux stades ontogéniques se résument souvent à la reproduction (ou fraie), le stade alevin (premières semaines après éclosion ou émergence), le stade juvénile et le stade adulte.

##### - Habitat de reproduction

La qualité des habitats de reproduction est un paramètre essentiel qui détermine la survie des populations. En effet, les poissons subissent généralement la mortalité la plus importante durant leurs tous premiers stades de vie. La sédimentation des particules fines entraîne un comblement progressif des interstices du substrat, un ralentissement de l'écoulement interstitiel et une désoxygénation (Greig *et al.*, 2005). Or l'oxygénation est un

paramètre essentiel pour le développement des œufs des espèces qui se reproduisent sur ou dans le substrat des rivières. La plupart des études visant à évaluer l'effet des sédiments fins sur le développement embryonnaire se sont focalisées sur les salmonidés (par exemple Chapman, 1988 ; Greig *et al.*, 2005 ; 2007), étant donné leur importance économique d'une part mais aussi en raison de la sensibilité des œufs enfouis dans le substrat par la femelle (Sear *et al.*, 2008). Les œufs se développent dans le substrat jusqu'à éclosion des embryons vésiculés, qui à leur tour poursuivent leur croissance sur leurs réserves propres jusqu'à l'émergence. La survie au cours de ces différentes étapes est fortement compromise par une sédimentation excessive (Figure 34). Dans une synthèse récente portant sur les impacts des sédiments fins sur la survie du stade œuf au stade alevin chez 4 espèces de saumons du Pacifique (genre *Oncorhynchus*), Jensen *et al.* (2009) ont montré que la survie diminuait rapidement lorsque la teneur en particules fines (< 0.85 mm) du substrat excédait 10%. Des relations similaires ont été mises en évidence chez d'autres espèces de salmonidés comme l'omble à tête plate *Salvelinus confluentus* (Bowerman *et al.*, 2014) ou encore la truite fario (Louhi *et al.*, 2011), pour laquelle la survie des embryons est particulièrement altérée par la fraction organique la plus fine (< 0.074 mm).

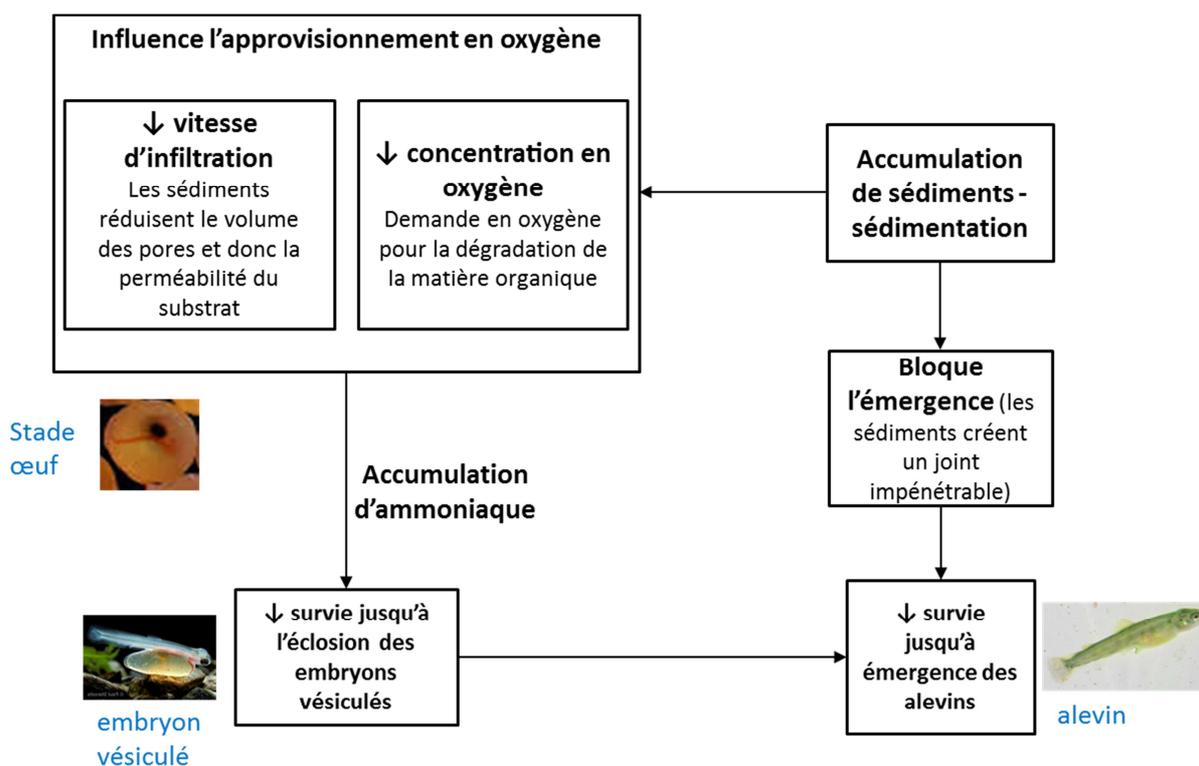


FIGURE 34 : MODÈLE CONCEPTUEL MONTRANT L'EFFET DES DÉPÔTS DE SÉDIMENTS FINS SUR LES HABITATS DE REPRODUCTION DES SALMONIDÉS (FRAYÈRES) JUSQU'À L'ÉMERGENCE DES ALEVINS (MODIFIÉ D'APRÈS SEAR *ET AL.*, 2008)

Bien que la littérature relative aux exigences écologiques des poissons « non-salmonidés » soit plus réduite, une part importante de ces espèces est impactée par les dépôts de sédiments fins sur les zones de frai, en particulier les espèces dites lithophiles, qui déposent leurs œufs sur des graviers ou des galets (Berkman and Rabeni, 1987). Des espèces telles que la lamproie, le chabot ou encore le barbeau ont des exigences en matière d'habitat de reproduction assez proches des salmonidés. Ils recherchent des substrats constitués de graviers grossiers et propres pour pondre, et les sédiments déposés ont des impacts négatifs sur les pontes (Kemp *et al.*, 2011). Contrairement aux salmonidés comme la truite ou l'ombre qui enfouissent leur ponte dans le substrat, les femelles appartenant aux autres espèces lithophiles déposent généralement leurs œufs sur le substrat et les mâles libèrent leurs gamètes pour assurer la fécondation. Les œufs sont généralement situés à l'interface entre l'eau et le substrat et sont sensibles au dépôt de particules fines. En regroupant les espèces de différents cours d'eau du Missouri en fonction de leur préférences écologiques (guildes), Berkman and Rabeni (1987) ont relevé que les espèces lithophiles voient leur abondance diminuer lorsque les teneurs en sédiments fins au niveau des zones de frai augmentent. Les observations de Mills (1981) sur des populations de vandoise au sud de l'Angleterre ont indiqué une relation étroite entre le taux de survie des œufs et la composition du substrat. Des taux de survie moindres (< 50%) dans les zones à forte teneur en limon (> 5%) et à faible teneur en gravier ont été enregistrés. Cette espèce est courante dans le bassin du Rhône et se reproduit sur des substrats graveleux en début de printemps. Des expérimentations menées sur une autre espèce de cyprinidé rhéophile, le hotu, ont montré très forte mortalité des embryons peu de temps après l'émergence lorsque la concentration en oxygène était réduite à 10% de la saturation de l'air (Keckeis *et al.*, 1996). Des observations en milieu naturel ont également montré le risque lié à la sédimentation dans la mesure où une fraction importante des œufs est pondue à proximité des berges dans des zones à faible courant.

D'autres espèces se reproduisent plutôt dans les substrats végétaux. C'est le cas du gardon, de la tanche ou encore de la perche. Ces espèces collent leurs œufs sur les plantes aquatiques submergées. L'augmentation de la charge en MEST pourrait être préjudiciable pour le développement des œufs (Kemp *et al.*, 2011). Toutefois, aucune donnée quantitative n'est disponible dans la littérature pour confirmer cette hypothèse.

Les périodes de frai des poissons, le développement embryo-larvaire et les premiers stades juvéniles (premiers mois après éclosion) apparaissent comme des périodes critiques durant lesquelles les perturbations environnementales (crues, pollutions, flux de matières en suspension,...) peuvent avoir des effets importants sur la survie. Ces périodes sont variables d'une espèce à l'autre, mais la plupart se reproduisent entre mars et juin (Annexe 5). Seules la truite et la lote ont une reproduction hivernale. La saisonnalité est donc un paramètre essentiel pour appréhender l'effet du flux de matières en suspension sur les espèces piscicoles (Bilotta and Brazier, 2008).

- Habitat aux stades larvaires, juvéniles et adultes

L'effet des MEST sur la qualité de l'habitat des poissons aux différents stades de vie a été essentiellement documenté pour les salmonidés. L'habitat procure aux jeunes salmonidés une protection face aux prédateurs, des abris hydrauliques, un isolement face aux congénères agressifs, un habitat pour les macroinvertébrés. Les stades larvaires et juvéniles sont plus sensibles aux sédiments fins que les stades adultes qui ont la capacité de bouger et d'éviter les conditions moins favorables (par exemple dans le cas d'un panache de sédiments en suspension).

#### 4.2.5 Conséquences sur les populations et les communautés piscicoles

L'accumulation de sédiments dans les cours d'eau a été corrélée avec des diminutions d'abondance de populations (Berkman and Rabeni, 1987 ; Lloyd *et al.*, 1987). Ces réductions d'abondance peuvent être dues à plusieurs facteurs : des impacts physiologiques, des modifications dans la capacité de prédation et la disponibilité des proies, des émigrations ou encore l'altération de l'habitat (Robertson *et al.*, 2006).

La structure des communautés peut également être altérée par la sédimentation. Les espèces lithophiles et/ou qui se nourrissent de macroinvertébrés benthiques peuvent décliner dans des habitats affectés par des dépôts de sédiments fins, au profit d'espèces présentant un régime alimentaire moins spécifique et plus tolérantes vis-à-vis des conditions d'habitat (Bergstedt and Bergersen, 1997). Poff and Allan (1995) ont indiqué que les sédiments en suspension peuvent conduire à des assemblages d'espèces plus tolérantes aux limons par rapport aux peuplements dans des systèmes stables.

### 4.3 Hiérarchisation des impacts

Les effets des sédiments sur les poissons et leur habitat peuvent être divisés en 3 classes (Newcombe and MacDonald, 1991 ; Waters, 1995 ; Bash *et al.*, 2001) :

- **Comportementaux** : évitement et distribution spatiale, migration et « homing », recherche de nourriture et prédation. Ces effets comportementaux peuvent induire des changements d'activité par rapport aux environnements non perturbés ;
- **Sub-létaux** : réduction de l'alimentation et des taux de croissance, diminution de la qualité de l'habitat, baisse de la tolérance aux maladies et aux toxiques, troubles respiratoires et stress physiologique. S'ils ne conduisent pas à une mortalité immédiate, ces effets peuvent toutefois induire une mortalité et un déclin des populations sur le long terme ;
- **Létaux** : mortalité directe à différents stades de vie, réduction de la survie embryonnaire-larvaire, et perte d'habitats de frai et d'habitats favorables aux jeunes. Ces effets restreignent la capacité de production et de survie des populations.

Dans une synthèse de 70 études portant sur les effets des sédiments en suspensions sur des espèces de poissons marines et d'eau douce, Newcombe and MacDonald (1991) ont constaté que la concentration en matières en suspension seule était un mauvais indicateur de l'effet résultant sur les organismes. Les auteurs ont recommandé de considérer à la fois la concentration et la durée d'exposition. Newcombe and Jensen (1996) ont par la suite développé plusieurs modèles permettant de caractériser l'intensité des effets selon une échelle graduelle (effets comportementaux, sub-létaux et létaux ; Figure 35) en séparant les espèces en différents groupes selon les impacts identifiés et quantifiés dans la littérature scientifique. Il est maintenant admis que le degré de réponse des organismes aquatiques à des concentrations excessives de sédiments en suspension dépend non seulement de la concentration en sédiments mais également de la durée et de la fréquence des expositions (Servizi and Martens, 1992 ; Newcombe and Jensen, 1996 ; Newcombe, 2003 ; Schwartz *et al.*, 2008 ; McCoy, 2013).

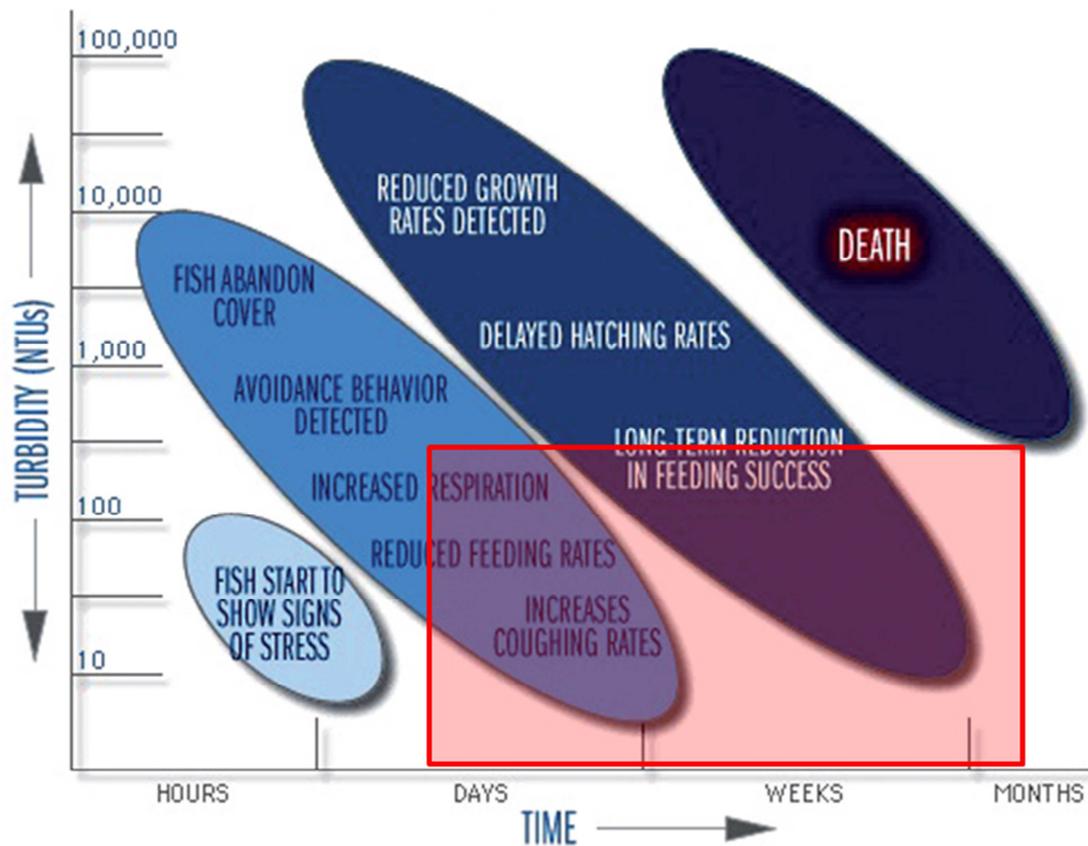


FIGURE 35 : EFFETS DE LA TURBIDITÉ ET DE LA DURÉE D'EXPOSITION SUR LES POISSONS (GRASSO *ET AL.*, 2011 D'APRÈS NEWCOMBE AND JENSEN, 1996). LE RECTANGLE ROUGE CORRESPOND AUX DURÉES ET NIVEAUX DE TURBIDITÉ GÉNÉRALEMENT OBSERVÉS LORS DES OPÉRATIONS DE DRAGAGE.

#### 4.4 Impacts des dragages

Les impacts des MEST remis en suspension lors des dragages sur les communautés piscicoles sont peu étudiés dans la littérature, excepté au niveau des zones côtières tropicales (par exemple, Silva junior *et al.*, 2012). Il est toutefois intéressant de relever l'étude de Clavel *et al.* (1978) portant sur l'effet des extractions de matériaux alluvionnaires (graviers) dans les cours supérieurs de la Loire et de l'Allier. Lors de ces opérations, l'augmentation de la teneur en MES était de 100 à 130 mg/L à 50 m, et de quelques unités à 30 mg/L à 1'000 m de la drague. Des tests de survie d'œufs embryonnés de truites fario ont été réalisés à l'amont et à l'aval (150 m et 750 m) de la drague. Les résultats ont indiqué une mortalité moyenne des œufs et alevins importante en aval du rejet (75% à 150m ; 65% à 750m), alors que la mortalité dans la station témoin n'était que de 20%.

Dans cette même étude, l'alimentation de deux espèces de cyprinidés (barbeau et vandoise) a été comparée en amont et en aval des dragages. Si l'étude n'a pas mis en évidence de différences importantes de régime alimentaire, les proies les plus recherchées par les deux espèces se sont révélées être les plus touchées par les rejets de MES, pouvant constituer indirectement un facteur limitant dans la croissance et l'abondance de ces deux espèces.

Enfin, des inventaires piscicoles réalisés en amont et 800 m en aval de la gravière Gillet sur la Loire ont montré une diminution de 28% de la densité numérique totale toutes espèces confondues, les espèces les plus affectées étant l'ablette, la vandoise, le vairon et le goujon.

Dans une revue sur l'effet des dragages (« suction dredging ») en rivière, les changements de turbidité et de MEST ont été caractérisés de « mineurs et localisés », mais surtout de spécifiques au site dragué (Harvey and Lisle, 1998). En effet, ces effets dépendent principalement de la taille des particules, de la MEST de référence en amont de la drague et du rendement de la drague. L'étude n'a toutefois pas écarté d'éventuels effets sur les organismes *via* l'augmentation de la MEST. En général, les invertébrés benthiques et hyporhéiques ainsi que le périphyton recolonisent les sites dragués dans les six semaines. Toutefois, la recolonisation des espèces à faible taux de dispersion, tels que certains mollusques, peut prendre davantage de temps. Concernant les poissons, Harvey and Lisle (1998) suggèrent notamment aux gestionnaires de se poser les questions suivantes avant toute opération de dragage :

- Est-ce que des poissons à des stades de vie précoces (œufs, embryons, alevins) sont présents au moment des dragages ?
- Est-ce que le dragage augmente la MEST jusqu'à des teneurs susceptibles d'affecter les poissons ?
- Est-ce que les conditions environnementales (par exemple température élevée, faible débit, forte teneur en matière organique dans le sédiment,...) augmentent le risque d'effet négatifs de la MEST sur les communautés piscicoles ?

Les effets des opérations de dragage sur les communautés piscicoles sont peu documentés et difficiles à mettre en évidence, en particulier dans les grands cours d'eau (Rempel and Church, 2009). Dans des rivières sujettes à un long historique de dragages, Freedman *et al.* (2013) ont constaté dans les secteurs régulièrement dragués une réduction de la diversité piscicole spécifique, une altération la structure des peuplements et une réduction de la proportion d'espèces lithophiles, par rapport à des sites non dragués.

#### 4.5 Directives internationales et mesures de protection

Les normes définies par Etat relatives aux teneurs en MES admissibles dans les cours d'eau sont applicables dans des environnements très divers, et ne tiennent pas compte de la variabilité naturelle inhérente à chaque cours d'eau. Les valeurs de référence sont souvent des valeurs moyennes de MEST ou de turbidité qui ne reflètent pas toujours le niveau « naturel » de turbidité, du fait notamment des activités anthropiques. En conséquence, à l'heure actuelle, il existe un manque de connaissances sur les conditions de MEST que les gestionnaires de l'eau doivent chercher à atteindre pour satisfaire au critère de bon statut écologique dans des environnements différents (Bilotta and Brazier, 2008). En effet, si l'on considère à titre d'exemple la réglementation européenne qui fixe le seuil de bon état écologique à 25 mg/L, différentes études ont montré que des concentrations inférieures à ce seuil peuvent avoir un impact négatif sur certains organismes aquatiques (en particulier les macroinvertébrés, le plancton et les jeunes stades de salmonidés), lorsque les niveaux de référence sont très faibles (voir Bilotta *et al.*, 2012). Les directives australiennes sont les plus flexibles (Tableau 12 et Annexe 6), puisqu'elles fixent des valeurs différentes en fonction des régions (5 régions), de l'altitude (<150m et >150m) et du type de masse d'eau (lac, réservoir, rivière). Une méthode standard d'évaluation du risque écologique lié à la turbidité des eaux et définie pour différents types de cours d'eau est par conséquent souhaitable.

L'utilisation de valeurs seuils de NTU comme limite de turbidité admissible ne considère que l'amplitude et non la durée des événements de turbidité (Fleming *et al.*, 2005). Des modulations des normes de rejet ont ainsi été instaurées dans certains états pour prendre en compte le facteur temps. Ainsi en Colombie britannique (Canada), pendant les phases d'eau claire, la turbidité induite ne peut pas excéder la turbidité de référence (en amont du rejet) de plus de 8 NTU sur une période de 24h. Pour des remises en suspension de sédiments sur des durées comprises entre 24h et 30 jours, l'augmentation de turbidité moyenne sur la période est de 2 NTU.

TABLEAU 12 : EXEMPLES DE NORMES APPLIQUÉES DANS PLUSIEURS ÉTATS CONCERNANT LES MATIÈRES EN SUSPENSION, D'APRÈS BILOTTA AND BRAZIER (2008).

Organisation	Nom de la directive	Pays / état	Seuils
Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)	Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) for Protection of Freshwater Aquatic Life (CCME, 2007)	Canada	<b>Basses eaux:</b> pas plus de 25 mg/L au-dessus de la valeur de référence, pour une période de moins de 24h. Pas plus de 5 mg/L au-dessus de la référence si la durée est de 1 à 30 jours. <b>Hautes eaux:</b> pas plus de 25 mg/L au-dessus de la valeur de référence si celle-ci est comprise entre 25 et 250 mg/L; si la valeur de référence est > 250 mg/L, pas plus de 10% de cette valeur.
United States Environment Protection Agency	National Recommended Water Quality Criteria US EPA (2007)	Etats-Unis	Les solides en suspension ou déposés ne doivent pas réduire la profondeur du point de compensation de l'activité photosynthétique de plus de 10% de la norme saisonnière établie pour la vie aquatique.
European Union Freshwater Fisheries Directive	Freshwater Fisheries Directive (78/659/EEC) and (2004/44/EC)	Europe	Excepté dans des cas exceptionnels (tempêtes, sécheresse), les concentrations en solides en suspension ne doivent pas excéder 25 mg/L dans les eaux appropriées pour les populations de salmonidés et de cyprinidés. Ces valeurs sont des normes indicatives qui doivent être atteintes dans la mesure du possible. Les solides en suspension ne font pas partie des critères impératifs pour l'appréciation de la qualité écologique des masses d'eau.
Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) + Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand	Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality ANZECC (2000)	Australie - sud-est - sud-ouest - centre-sud - Nouvelle Zélande	Rivières entre 150 et 1500m d'altitude: 2-25 NTU 10-20 NTU 1-50 NTU 4.1 NTU

## 4.6 Conclusion

Les recherches menées pour évaluer les effets de MEST sur les organismes aquatiques montrent une grande variabilité dans les réponses obtenues ; ceci est notamment lié à la variabilité des espèces considérées, aux stades de vie étudiés (œuf, embryon, juvénile, adulte) ou encore aux caractéristiques environnementales très variables d'un système à l'autre (Bilotta and Brazier, 2008). A cette variabilité s'ajoute une forte incertitude dans la mesure précise des facteurs tels que la concentration en matières en suspension ou encore les réponses des organismes. Des techniques très différentes ont été utilisées dans la littérature pour évaluer la MEST ou la turbidité, et les effets ont souvent été analysés de manière différente sans être exhaustifs (effets comportementaux, sub-létaux ou létaux). Les résultats d'expérimentations en milieu contrôlé exposant les organismes à différentes conditions sont inexistantes pour de nombreuses espèces.

La littérature scientifique s'intéressant à l'effet des sédiments (en suspension ou déposés) sur les espèces piscicoles s'est essentiellement focalisée sur les salmonidés, qui sont des espèces prisées par la pêche amateur et qui présentent de surcroît une importance économique pour l'alimentation humaine. Alors que les salmonidés sont jugés particulièrement sensibles aux MEST, les cyprinidés sont considérés comme étant tolérants à

des plus fortes teneurs en MEST (Alabaster, 1972 ; Bilotta and Brazier, 2008). Toutefois, la littérature disponible sur ces espèces est très réduite et ne cible que certaines espèces qui ne sont pas présentes dans le Haut-Rhône. Par conséquent, les seuils admissibles pour la plupart des espèces d'intérêt dans le Haut-Rhône ne sont pas connus.

Newcombe and Jensen (1996) ont défini un indice d'impact sur les communautés piscicoles en fonction de la durée d'exposition et de la MEST sur cette période. L'utilisation d'un tel indice pour extrapoler d'éventuels effets sur les cyprinidés est critiquable, puisque l'indice n'a pas été développé à proprement parlé sur ces espèces. Toutefois, c'est à l'heure actuelle le seul outil dont nous disposons pour évaluer l'impact des MEST sur la faune piscicole, sur des espèces *a priori* plus sensibles que les cyprinidés rhéophiles. Nous proposons d'utiliser les différents modèles d'indices développés dans la littérature pour évaluer d'une part les effets des évènements de turbidité naturels sur la faune piscicole, et d'autre part les effets induits lors des remises en suspension au moment des dragages d'entretien.

## 5 Evaluation du risque

### 5.1 Introduction

Les directives internationales actuelles sur la qualité de l'eau, qui fixent les seuils admissibles de concentration en sédiments, sont fondés sur l'hypothèse d'une relation positive directe entre cette concentration et l'effet écologique induit (Newcombe and MacDonald, 1991 ; Collins *et al.*, 2011). Ainsi, pour le critère de turbidité en aval d'ouvrages, la plupart des états américains fixent un seuil inférieur ou égal à 10 NTU au-dessus de la valeur de base mesurée en amont de l'ouvrage (US EPA, 2003).

Toutefois, le concept d'un modèle simple reliant la MEST (ou la turbidité) et la réponse écologique est une simplification extrême et inappropriée des processus en jeu (Collins *et al.*, 2011). En effet, de nombreux autres facteurs interagissent et complexifient la relation entre la concentration en sédiments et les effets, en particulier la durée d'exposition, la source et la qualité des sédiments, leur forme, le stade de vie des espèces ou encore la présence d'espèces sensibles aux sédiments en suspension (US EPA, 2003). La turbidité dans les cours d'eau naturels est ainsi très variable dans le temps et dans l'espace (Lloyd *et al.*, 1987 ; Caux *et al.*, 1997). Sur la base de plus de 70 études scientifiques s'intéressant à l'effet des matières en suspension sur les organismes aquatiques, Newcombe and MacDonald (1991) ont montré que la MEST seule n'était pas significativement corrélée à l'effet induit sur les organismes ( $R^2 = 0.14$  ;  $p > 0.05$ ). Par contre, si l'intensité de l'épisode de turbidité (produit de la concentration par la durée d'exposition) est prise en compte à la place de la concentration, la corrélation devient nettement meilleure ( $R^2 = 0.64$  ;  $p < 0.01$ ).

L'étude de Newcombe (2003) apporte de réelles perspectives dans ce sens. Dans ses précédents travaux, l'auteur a défini un indice de sévérité de l'effet (severity-of-ill-effect index, noté SEV) permettant de quantifier l'impact sur les poissons d'un évènement de turbidité (voir §5.2.2), caractérisé par son amplitude et sa durée (Newcombe and Jensen, 1996). L'indice a été développé au départ sur la base d'une méta-analyse bibliographique des effets répertoriés des expositions aux MEST sur différentes espèces de poissons, classées en différents groupes selon leurs exigences écologiques vis-à-vis de ce paramètre.

Toutefois, les études de Newcombe ont également été largement critiquées, en particulier quand à l'établissement de valeur seuil de SEV comme indicateur absolu des effets sur les poissons (Vondracek *et al.*, 2003). En effet, avec le SEV de Newcombe, un même évènement de MEST provoque le même effet quel que soit le cours d'eau. Or, pour une même espèce, il peut exister des phénomènes d'adaptation des populations qui vivent dans des environnements plus turbides, et qui pourraient développer une meilleure résistance face aux perturbations. Une autre approche consiste alors à utiliser les chroniques de MEST ou de turbidité pour déterminer les évènements de turbidité sur une période donnée (Schwartz *et al.*, 2008 ; Diehl and Wolfe, 2010). Cette approche permet ensuite de situer l'impact d'une remise en suspension de sédiments fins lors d'un dragage au sein d'une chronique

d'évènements de turbidité naturels. Le principal intérêt de cette démarche est de prendre en compte les flux naturels de MEST, spécifiques du cours d'eau étudié.

## 5.2 Définition du SEV et mode de calcul

### 5.2.1 Le SEV (severity-of-ill-effect)

Newcombe (2003) a développé un indice pour les espèces piscicoles inféodées aux eaux claires, en particulier les salmonidés, sur la base de la littérature et d'avis d'experts. L'indice évalue l'impact d'une diminution de la transparence en fonction de l'amplitude et de la durée des événements de turbidité, selon la formule :

$$SEV = -4.49 + 0.92 [\ln(t)] - 2.59 [\ln(yBD)]$$

avec  $t$ , le temps écoulé en heures, et  $yBD$  la transparence (en m) mesurée à l'aide d'un disque noir (black disk). La transparence est liée à la turbidité par la relation suivante extraite de Smith *et al.* (1997) :

$$\ln(yBD) = 5.572012 - 0.80137 \ln(NTU)$$

Dans cette dernière formule, la transparence  $yBD$  est exprimée en cm, et  $NTU$  correspond à la magnitude (voir § 5.2.3) de l'évènement de turbidité. La valeur de SEV obtenue est d'autant plus élevée que l'impact est fort. L'indice SEV est compris entre 0 (pas d'effet) et 14 (100% de mortalité). Newcombe (2003) a proposé des classes d'effet en fonction de la valeur de SEV obtenue (Tableau 13). Il peut arriver pour des évènements de faible magnitude et de courte durée que le SEV donne un score négatif ; Newcombe (2003) prévoit dans ce cas de ramener le score à 0. Les études utilisant ce score ne retiennent que les évènements de turbidité présentant un score au moins égal à 0.5 (Fleming *et al.*, 2005 ; McCoy, 2013).

TABLEAU 13 : CLASSIFICATION DES EFFETS (SEVERITY-OF-ILL-EFFECTS) SELON NEWCOMBE (2003)

Index (SEV)	Conditions (eau)	Effet sur les poissons
0 < SEV < 0.5	Idéales	nul (ou faible): adapté pour les espèces qui affectionnent les eaux claires
0.5 < SEV < 3.5	Légèrement altérées	Mineur: début d'effet sur l'alimentation et le comportement. La sévérité de l'effet augmente avec la durée
3.5 < SEV < 8.5	Significativement altérées	Modéré: augmentation marquée de la turbidité pouvant réduire la croissance, la taille du territoire, ou les deux.
SEV ≥ 8.5	Sévèrement altérées	Sévère: conditions de vie fortement altérées, habitat isolé, risque de mortalités

La prise en compte de la durée d'exposition des organismes aquatiques (en particulier les poissons) à la turbidité pour la quantification du risque environnemental nécessite la collecte de grandes quantités de données (Schwartz *et al.*, 2008).

### 5.2.2 Définition des évènements de turbidité

Un évènement de turbidité se produit lorsque la turbidité de l'eau devient supérieure ou égale à une valeur seuil prédéfinie et se termine lorsqu'elle redevient inférieure à ce même seuil (Tableau 14). La définition du seuil est donc importante, puisque s'il est fixé trop bas, cela peut tendre à minimiser les effets des évènements de courte durée mais de forte amplitude (McCoy, 2013). S'il est fixé trop haut, des évènements de longue durée mais de faible à moyenne amplitude peuvent être ignorés.

TABLEAU 14 : EXEMPLE DE CHRONIQUE DE TURBIDITÉ SUR LE HAUT-RHÔNE, AVEC DIFFÉRENTS SEUILS POUR LA DÉFINITION DES ÉVÈNEMENTS DE TURBIDITÉ.

Temps (h)	Turbidité (NTU)
0	1
1	3
2	6
3	8
4	12
5	25
6	32
7	21
8	15
9	8
10	4

En règle générale, il faut trouver un compromis dans le choix de la valeur seuil, de manière à obtenir des événements présentant les valeurs de SEV les plus fortes pour une même chronique de turbidité. McCoy (2013) suggère un seuil à 20 NTU. Dans le cas spécifique du Haut-Rhône, un tel seuil correspond à deux fois la valeur médiane de turbidité enregistrée (10 NTU), ce qui est une bonne base. En outre, les évènements de turbidité qui restent inférieurs à 20 NTU sont globalement de courte durée, ce qui génèrerait des valeurs de SEV faibles à nulles. Ce seuil de 20 NTU est donc retenu pour la définition des évènements de turbidité. Il faut toutefois insister sur le fait que ce seuil n'a aucune valeur écologique vis-à-vis des espèces cibles et ne sous-entend en aucune manière que des valeurs de turbidité inférieures à 20 NTU n'ont pas d'effet; il permet seulement de déterminer mathématiquement le début et la fin des évènements de turbidité dans nos chroniques.

### 5.2.3 Calcul de la magnitude et la durée d'un évènement de turbidité

McCoy (2013) explique de manière simple comment calculer la magnitude et la durée d'un évènement de turbidité. Lorsqu'une valeur de turbidité dépasse le seuil (*i.e.*, 20 NTU), l'évènement débute, et prend fin lorsque la turbidité retombe sous le seuil. La surface totale comprise entre deux unités de temps (ici des heures), la courbe de turbidité et l'axe des abscisses est alors évaluée comme une somme de surfaces de trapèzes (notées  $y_1, y_2, \dots$ ). La magnitude de l'évènement correspond à cette surface totale divisée par la durée de l'évènement (Figure 36). On obtient ainsi une valeur moyenne de turbidité sur l'évènement. La même opération est réalisée pour chaque évènement de turbidité. Cette méthode est plus précise qu'une simple moyenne arithmétique des valeurs dépassant le seuil, en particulier lorsque le pas de temps entre deux mesures est variable ou lorsque certaines données sont manquantes, ce qui est le cas pour les données collectées sur le Rhône à Jons.

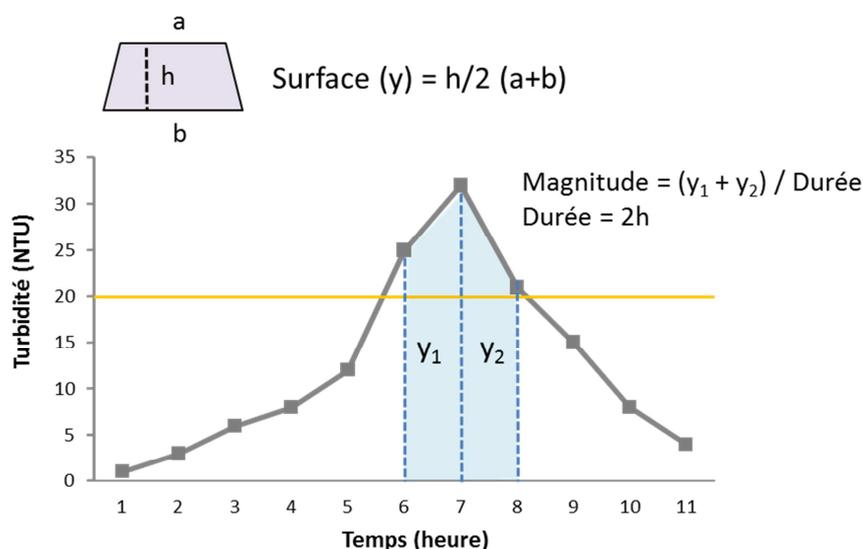


FIGURE 36 : EXEMPLE DE DÉTERMINATION DE LA MAGNITUDE D'UN ÉVÈNEMENT DE TURBIDITÉ

### 5.2.4 Calcul d'un SEV de référence ( $SEV_{ref}$ )

La turbidité (exprimée en NTU) est mesurée en continu à l'aide d'une sonde (exemple sur la station de Jons depuis septembre 2010). La définition d'une valeur de SEV de référence passe par une analyse précise des évènements de turbidité au sein de la chronique, selon la procédure suggérée par Fleming *et al.* (2005) :

1. Calculer les SEV de chaque évènement de turbidité au sein de la chronique ;
2. Conserver les valeurs associées avec un risque non-nul ( $SEV > 0.5$ ) et projeter graphiquement la distribution des SEV classées ;
3. Sélectionner une valeur de cette distribution correspondant à un seuil de risque jugé « inacceptable ». Fleming *et al.* (2005) recommandent de retenir un seuil de référence ( $SEV_{ref}$ ) situé entre le 85<sup>ème</sup> et le 95<sup>ème</sup> centile ; toutefois, d'autres seuils de référence peuvent être définis si celui-ci est jugé trop haut ;
4. Etablir une table de référence pour la valeur de  $SEV_{ref}$  ainsi sélectionnée ; cette table indique différentes valeurs de magnitude et de durée correspondant à une même valeur seuil de SEV.

Cette démarche présente l'avantage de déterminer des valeurs seuils spécifiques au cours d'eau considéré et de prendre en compte la variabilité naturelle des événements de turbidité sur ce cours d'eau.

### 5.2.5 Notion de risque cumulé

La simple évaluation des SEV ne prend pas en compte le caractère cumulatif des événements de turbidité. En effet, la répétition d'événements sur une courte période est susceptible d'avoir des effets écologiques plus néfastes que des événements isolés. La répétition d'événements de turbidité de magnitude moyenne peut ainsi avoir davantage d'impacts écologiques qu'un ou deux événements de forte magnitude. Fleming *et al.* (2005) ont défini le risque cumulé (CTR, pour Cumulative Turbidity Risk) de  $n$  événements de turbidité par la formule suivante :

$$CTR = \sum_{i=1}^n SEV_i$$

Dans cette formule, seuls les  $SEV \geq 0.5$  sont conservés. Le CTR se calcule sur une période donnée (mois, saison, année). Il peut permettre de comparer des fluctuations saisonnières ou interannuelles, mais aussi de tester des scénarios de gestion sédimentaire dans le cas de remise en suspension de matériaux fins en évaluant les dommages supplémentaires sur les peuplements piscicoles.

## 5.3 Application à la station de mesure en continu sur le Rhône à Jons

Les seules données de turbidité enregistrées en continu sur le Rhône dont nous disposons concernent la station de Jons. Cette station sera utilisée pour déterminer et classer les événements de turbidité.

### 5.3.1 SEV classés et définition d'une référence

La chronique de turbidité mesurée en continu à la station de Jons débute le 15 septembre 2010 et prend fin le 8 août 2014, soit près de 4 ans de données (1422 jours). La sonde a visiblement été calibrée selon un pas de temps horaire. Toutefois, des fluctuations importantes dans l'intervalle de temps entre deux mesures apparaissent, avec des périodes de mesures très rapprochées (10 minutes) et des « gaps » de plusieurs jours (20 jours manquants en septembre-octobre 2011). Le nombre médian de données journalières est de 26 sur toute la chronique, ce qui correspond approximativement à une valeur par heure.

Sur cette période, 110 événements de turbidité ont été comptabilisés, dont 98 avec des valeurs de SEV supérieures ou égales à 0.5. Ces 98 valeurs sont représentées sur la Figure 37.

L'allure de la courbe est bien décrite par une fonction logarithmique ( $R^2 = 0.99$ ,  $p < 0.001$ ). L'estimation de  $SEV_{ref}$  (par exemple selon le 90<sup>ème</sup> centile) peut se faire soit en retenant la valeur la plus proche du 90<sup>ème</sup> centile d'après les données, soit en utilisant la fonction de la courbe de régression logarithmique. Les deux méthodes donnent des résultats similaires :  $SEV_{90}(\text{modèle}) = 7.5$  ;  $SEV_{90}(\text{données}) = 6.7$ . Nous retiendrons la valeur calculée par le modèle, qui présente l'avantage de gommer l'influence de quelques points marginaux dans le jeu de données brutes.

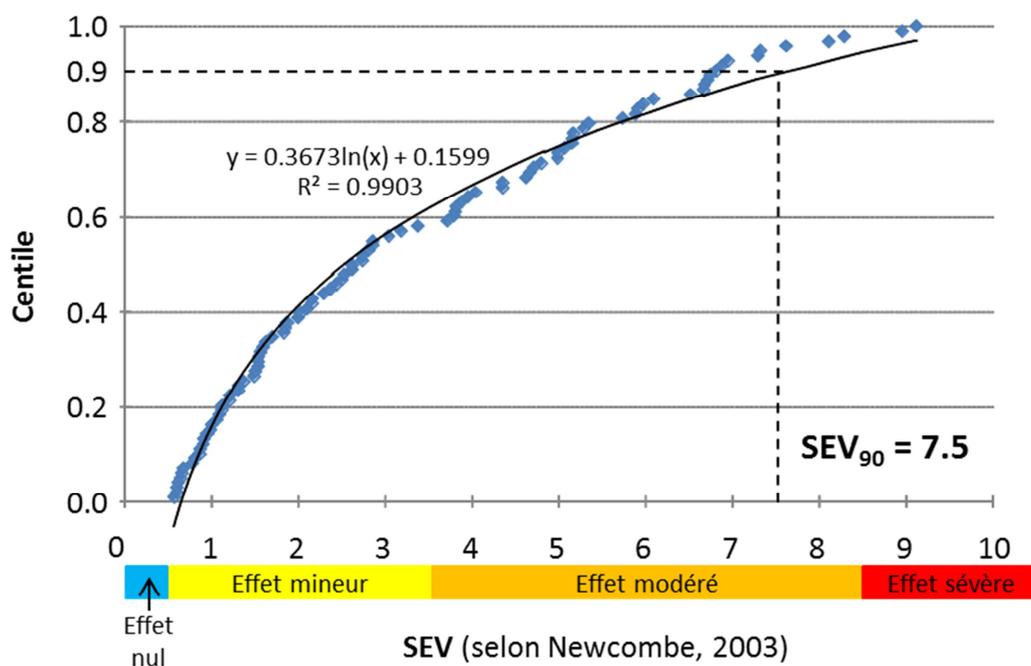


FIGURE 37: VALEURS CLASSÉES PAR CENTILE DES INDICES SEV (SEVERITY-OF-ILL-EFFECT INDEX, SELON NEWCOMBE, 2003) CORRESPONDANT AUX 98 ÉVÈNEMENTS DE TURBIDITÉ MESURÉS À LA STATION DE JONS DE SEPTEMBRE 2010 À AOÛT 2014. LE 90<sup>ÈME</sup> CENTILE (NOTÉ  $SEV_{90}$ ) CORRESPOND À UNE VALEUR DE 7.5 (D'APRÈS LE MODÈLE).

Il est intéressant de noter que la valeur maximum de SEV (9.12) correspond à la vidange du barrage de Verbois réalisée du 9 au 22 juin 2012. Cette opération d'envergure a permis d'évacuer 1.73 millions de  $m^3$  de sédiments stockés dans la retenue de Verbois (SIG, 2013). La répercussion de cette opération sur la turbidité est importante jusqu'à Jons et probablement plus en aval. Toutefois, cet évènement n'a pas été supprimé du jeu de données de SEV, car cette valeur de SEV n'est pas aberrante dans la distribution et reste très proche d'un autre évènement de turbidité majeur mais naturel observé en novembre 2012 ( $SEV = 8.95$ ).

La valeur de SEV définie comme référence correspond à un risque non négligeable pour la faune piscicole (effet « modéré », proche des effets « sévères »). Cette valeur correspond à un risque « inacceptable » selon Fleming *et al.* (2005), et les valeurs supérieures peuvent

être considérées comme ayant un impact potentiellement fort sur la qualité d'eau. Le Tableau 15 permet de visualiser différentes valeurs de magnitude et de durée des événements de turbidité correspondant tous à un SEV de 7.5 : selon cette table, 1 heure d'exposition à 1'079 NTU aurait un effet similaire à 4 semaines d'exposition à 60 NTU.

Durée			Magnitude (NTU)
Heures	Jours	Semaines	
0.25			1994
0.5			1467
1			1079
2			793
4			583
8			430
12			359
24	1		264
	2		194
	4		143
	5		129
	7	1	111
		2	82
		4	60
		8	44
		16	33
		32	24

TABLEAU 15 : EXEMPLE DE TABLE REPORTANT DES VALEURS DE MAGNITUDE ET DE TEMPS POUR DES ÉVÈNEMENTS DE TURBIDITÉ DONT LE  $SEV_{REF} = 7.5$  À LA STATION DE JONS

En complément des calculs de SEV réalisés à partir du modèle de Newcombe (2003), des calculs ont été également effectués à partir de deux des modèles définis par Newcombe et Jensen (1996) : pour les salmonidés (modèle 1) et les non-salmonidés (modèle 6). La Figure 38 (a et b) présente les courbes de valeurs classées de SEV calculées d'après ces deux modèles, à partir des mêmes événements de turbidité que dans la Figure 37.

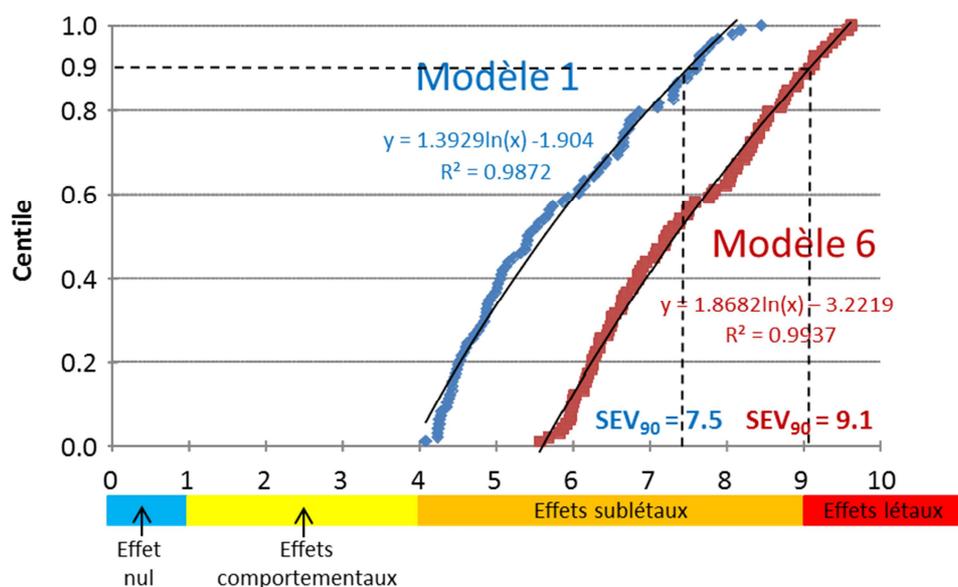


FIGURE 38 : VALEURS CLASSÉES PAR CENTILE DES INDICES SEV (SEVERITY-OF-ILL-INDEX, SELON NEWCOMBE AND JENSEN, 1996) CORRESPONDANT AUX 98 ÉVÈNEMENTS DE TURBIDITÉ MESURÉS À LA STATION DE JONS DE SEPTEMBRE 2010 À AOÛT 2014. LE MODÈLE 1 A ÉTÉ UTILISÉ POUR LES CALCULS DE SEV (SALMONIDÉS ADULTES) AINSI QUE LE MODÈLE 6 (NON-SALMONIDÉS).

Les valeurs classées de SEV calculées à partir du modèle 1 de Newcombe and Jensen (1996), correspondant aux adultes salmonidés, indiquent un  $SEV_{90} = 7.5$ , identique à celui calculé par la formule de Newcombe (2003). A partir du modèle 6, défini pour les non-salmonidés, un  $SEV_{90} = 9.1$  est déterminé, qui rentre déjà dans la gamme des effets létaux selon l'échelle de Newcombe et Jensen (1996). Dans le cas des modèles 1 et 6, les SEV les plus faibles (correspondant à quelques heures au-dessus de 20 NTU) ont déjà des valeurs  $\geq 4$  (effets sublétaux).

Le modèle 6 a été développé à partir d'un jeu de données réduit, incluant peu de cyprinidés et aucun cyprinidé d'eau vive. Son application aux cyprinidés présents dans le Haut-Rhône est par conséquent discutable. La suite des calculs sera uniquement basée sur les estimations de SEV effectuées à l'aide de la formule de Newcombe (2003).

### 5.3.2 Calcul du risque cumulé

Le CTR peut être calculé pour les années 2011, 2012 et 2013 (Tableau 16). Les années 2010 et 2014 n'étant pas complètes, le CTR n'a pas été calculé. Sur les 3 années considérées, la variabilité interannuelle est forte. La valeur moyenne est de 88.

TABLEAU 16 : CALCUL DES VALEURS DE RISQUE CUMULÉ (CTR) PAR ANNÉE, EN FONCTION DE LA PLUVIOMÉTRIE MESURÉE.

Année	Nombre de SEV $\geq 0.5$	CTR	Pluviométrie (mm)
2011	16	42.3	744
2012	26	102.5	913
2013	36	119.2	959

La notion de risque cumulé est intéressante en particulier pour évaluer les effets des dragages, qui sont interrompus de manière quotidienne et qui engendrent par conséquent des évènements de turbidité journaliers dissociés les uns des autres.

### 5.3.3 Effet des dragages

Dans le but de comparer les effets des opérations de dragage sur la faune piscicole avec les effets des évènements de turbidité naturels, prenons un exemple concret. Considérons une opération de dragage étalée sur 4 semaines (8h/j, 20 jours ouvrés) occasionnant *i)* une turbidité de 150 NTU à 50 m en aval de la restitution et *ii)* de 20 NTU à 1'000 m en aval.

*i)* A 50 m de la restitution :  $SEV_{journalier} = 4.5$  ; soit  $CTR_{total} = 90$  ;

*ii)* A 1'000 m de la restitution :  $SEV_{journalier} = 1.1$  ; soit  $CTR_{total} = 22$  ;

Le risque cumulé de l'opération de dragage à proximité de la restitution correspond au CTR moyen interannuel. Cela signifie que l'opération de dragage dans ce secteur occasionne autant de dommages théoriques sur la faune piscicole que l'ensemble des évènements de turbidité sur une année. A 1'000 m de la restitution, le risque théorique correspond à 25% du CTR interannuel.

L'évaluation du risque lié aux opérations de dragage sur la faune piscicole passe d'abord par une analyse précise des chroniques de turbidité disponibles, pour identifier chacun des évènements de turbidité. Le SEV médian des évènements de turbidité identifiés à Jons est de 2.6, ce qui correspond à des effets mineurs. Une journée de dragage générant une turbidité de 20 NTU pendant 8h occasionne un SEV de 4.5 (effet modéré). La question de la répétition de ces évènements sur de courtes périodes (quelques semaines) est susceptible d'engendrer davantage d'effets sur les communautés biologiques que des évènements de même ampleur dissociés dans le temps.

## 6 Conclusions, identification des lacunes et proposition d'études complémentaires

### 6.1 Conclusions

Les opérations de dragage sur le Haut-Rhône remettent en suspension des particules fines, essentiellement des limons, susceptibles d'avoir des répercussions sur l'habitat, le comportement et la physiologie des espèces piscicoles présentes dans le milieu (Kemp *et al.*, 2011). La MEST médiane naturelle sur le Haut-Rhône est de 10 mg/L (soit environ 8-9 NTU à Jons). **A proximité de la restitution de la drague**, la MEST peut dépasser les 100-150 mg/L, sur des périodes de plusieurs semaines, pouvant induire des effets potentiellement sub-létaux voire létaux sur la faune piscicole d'après les différentes études existantes. En effet, le risque cumulé (CTR) d'une opération de dragage à proximité de la restitution correspond approximativement au CTR moyen interannuel, ce qui signifie qu'une opération de dragage peut générer potentiellement autant d'effets négatifs sur la faune piscicole que le cumul de tous les événements de turbidité naturels au cours d'une année. Toutefois, ces effets sont localisés sur quelques dizaines à centaines de mètres en aval de la restitution de la drague.

**Plus en aval de la restitution (1-3 km)**, la dilution du panache de sédiments et la décantation des particules les plus grosses engendrent des turbidités nettement plus faibles et des effets modérés, essentiellement comportementaux et sub-létaux (stress, réduction de l'alimentation et de la croissance). Les effets décrits dans la littérature concernent majoritairement les salmonidés, qui sont plus sensibles que les cyprinidés. Les impacts des dragages dépendent principalement de la MEST (ou turbidité) de référence, de la sensibilité de l'espèce (plus élevée chez les salmonidés), du stade de développement (plus forte sensibilité aux jeunes stades) et de la saison (plus forte sensibilité des individus aux perturbations lorsque la température est élevée).

La norme actuelle fixe un écart de 10 NTU entre l'amont et l'aval (1'000 à 3'000 m) de la restitution (si la référence amont est inférieure à 15 NTU), soit en moyenne près de 20 NTU. Ce seuil de 20 NTU induit selon la littérature peu d'effets notables sur les peuplements piscicoles (éventuellement des effets comportementaux ou sub-létaux, si les opérations sont sur de longues périodes ou encore en période de frai), sachant en outre que ce seuil est naturellement dépassé 25% du temps dans le Haut-Rhône. Le seuil réglementaire défini actuellement est en adéquation avec les réglementations observées dans d'autres états, notamment au niveau européen où la valeur de 25 mg/L est retenue comme norme indicative pour le bon développement des salmonidés et cyprinidés. Cette valeur est indicative puisque les matières en suspension ne font pas partie des paramètres standards impératifs pris en compte par la directive.

Les données agglomérées au cours de cette étude ne permettent pas d'établir un diagnostic clair quant à l'effet d'une MEST modérée (30-50 mg/L) pendant une période prolongée de

plusieurs semaines à plusieurs mois sur les cyprinidés rhéophiles qui constituent l'essentiel du peuplement du Haut-Rhône. Le seuil fixé par l'arrêté inter-préfectoral n°2011077-0004 du 18 mars 2011 semble approprié vis-à-vis des impacts observés sur la faune piscicole et cohérent avec les réglementations internationales. Les conséquences d'un rehaussement de la norme de MEST (ou turbidité) en aval des dragages sont difficiles à évaluer, surtout pour des espèces dont la sensibilité aux MEST est peu connue dans la littérature scientifique, et nécessitent des études complémentaires.

## 6.2 Lacunes identifiées

Les principales lacunes relevées dans la littérature scientifique sont les suivantes :

- **Peu d'études sur les cyprinidés**, aucune étude sur les espèces majoritaires du Haut-Rhône (barbeau, chevaine, spirilin, vandoise,...). La plupart des études relatives à l'effet de la MEST sur les poissons se sont intéressées aux salmonidés ;
- **Peu de données piscicoles au niveau des canaux d'amenée et de fuite**, alors que ce sont des milieux fortement concernés par les dragages ;
- **Peu d'études *in situ***, la plupart des études ont été réalisées en milieu contrôlé. Si ces tests sont nécessaires pour évaluer la sensibilité des espèces, les résultats sont difficilement transposables dans le milieu naturel, où les individus sont capables de se déplacer et de rechercher des refuges. En outre, d'autres facteurs environnementaux (température, débit, présence de toxiques,...) peuvent interagir et faire varier les effets de la MEST sur les poissons ;
- **Les conséquences des flux de MEST sur la population voire le peuplement sont peu documentées**. La plupart des études analysent les effets à l'échelle de l'individu. La littérature scientifique manque d'extrapolations des impacts observés à l'échelle des populations ;
- **Peu d'études quantitatives sur l'effet des dragages**. Les études relatives aux effets écologiques des dragages sont peu nombreuses et n'apportent pas ou peu de données chiffrées permettant d'évaluer l'impact des dragages sur les peuplements. Il s'agit plutôt d'inventaires d'effets potentiels (qualitatifs).

## 6.3 Propositions d'études complémentaires

Afin de disposer de données quantitatives sur les effets de la MEST en aval des dragages sur la faune piscicole du Haut-Rhône, plusieurs pistes peuvent être explorées :

1. Mieux caractériser la structure des peuplements au niveau des zones draguées (canaux d'amenée / de fuite) : adultes isolés, populations établies, reproduction avérée,... Quelles espèces rhéophiles sont présentes et dans quelles proportions ?
2. Analyser les effets de la MEST sur les espèces rhéophiles à différents stades : œuf (si reproduction avérée), juvéniles et adultes. Pour les juvéniles et adultes, il peut être

intéressant d'étudier les facteurs de stress et d'évaluer les éventuels changements de comportement lors des panaches de matières en suspension ;

3. Combiner des expérimentations en milieu contrôlé (canaux), pour isoler le facteur d'intérêt, et des expérimentations *in situ*. La question des normes actuelles doit être évaluée en prenant en compte la périodicité des remises en suspension (nombre de jours d'exploitation et nombres d'heures par jour). Il faudrait ainsi comparer la réglementation actuelle avec des seuils moins restrictifs (ex : + 20 ou + 50 NTU en aval du chantier) en laboratoire et *in situ*, sur les espèces d'intérêt ;
4. Tenter d'évaluer quelle fraction du peuplement peut être affectée par l'opération de dragage. Par exemple, il pourrait être envisagé de comparer la surface perturbée par le dragage par rapport aux capacités de déplacement et le cas échéant par rapport aux domaines vitaux ('home ranges') couramment observés chez les espèces.

## Références

---

- Alabaster, J. S. (1972). Suspended solids and fisheries. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences* **180**, 395-406.
- Ali, M. A., Ryder, R. A & Anctil, M. (1977). Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). *J. Fish. Res. Board Can.* **34**, 1475-1480.
- Barnardin, C. (2011). Comparaison de l'évolution de la turbidité en fonction des matières en suspension sur les différentes granulométries sédimentaires du Rhône. *Stage de Licence Sciences de la Terre et de l'Environnement*, p. 24. Université Claude Bernard Lyon1.
- Bash, J., Berman, C. & Bolton, S. (2001). Effects of turbidity and suspended solids on salmonids, Washington State Transportation Center (TRAC) Report No.WA-RD 526.1, p. 92, Olympia, Washington, USA.
- Berg, L. & Northcote, T. G. (1985). Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**, 1410-1417.
- Bergstedt, L. C. & Bergersen, E. P. (1997). Health and movements of fish in response to sediment sluicing in the Wind River, Wyoming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, 312-319.
- Berkman, H.E. & Rabeni, C.F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* **18**, 285-294.
- Bilotta, G. S. & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* **42**, 2849-2861.
- Bilotta, G. S., Burnside, N. G., Cheek, L., Dunbar, M. J., Grove, M. K., Harrison, C., Joyce, C., Peacock, C. & Davy-Bowker, J. (2012). Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. *Water Research* **46**, 2324-2332.
- Bisson, P. A. & Bilby, R. E. (1982). Avoidance of suspended sediment by juvenile coho salmon. *North American Journal of Fisheries Management* **2**, 371-374.
- Boubée, J. A. T., Dean, T. L., West, D. W. & Barrier, R. F. G. (1997). Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **31**, 61-69.
- Bowerman, T., Neilson, B. T. & Budy, P. (2014). Effects of fine sediment, hyporheic flow, and spawning site characteristics on survival and development of bull trout embryos. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **71**, 1059-1071.

- Bravard, J. P. & Clémens, A. (2008). Le Rhône en 100 questions. GRAIE - Zone Atelier Bassin du Rhône.
- Brookes, A. (1986). Response of aquatic vegetation to sedimentation downstream from river channelisation works in England and Wales. *Biological Conservation* **38**, 351-367.
- Caux, P.-Y., Moore, D.R.J., MacDonald, D. 1997. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments: technical appendix. Prepared for the British Columbia Ministry of Environment. Cadmus Group Inc. and MacDonald Environmental Sciences Ltd., p.146, Victoria. Available online at: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/turbidity/turbiditytech.pdf>
- Chapman, D. W. (1988). Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**, 1-21.
- Clavel, P., Cuiat, R., Hamon, Y. & Romaneix, C. (1978). Effets des extractions de matériaux alluvionnaires sur l'environnement aquatique dans les cours supérieurs de la Loire et de l'Allier. *Bull. Fr. Piscic.*, 121-154.
- CNR (1999). Dragages de la retenue de Génissiat - Etude d'impact. DI-CE 99.0413. Compagnie Nationale du Rhône, Direction de l'exploitation, p. 63, Lyon.
- CNR (2005). Analyse de l'impact des dragages du Rhône au regard de la qualité physico-chimique des sédiments. Rapport technique. Compagnie Nationale du Rhône, p. 175, Lyon.
- CNR (2009). Demande d'autorisation au titre de la loi sur l'eau. De la chute de Génissiat au palier d'Arles. Plan de gestion des dragages d'entretien sur le domaine concédé. Notice d'indidence environnementale. Compagnie Nationale du Rhône, p. 250, Lyon.
- CNR (2010). Mesures d'accompagnement des chasses suisses 2012 - Etude d'impact environnementale. DR-B 10-1465b. Compagnie Nationale du Rhône, p. 209, Belley.
- CNR (2011). Dragages d'entretien sur le domaine concédé à la CNR. Rapports des suivis de dragages de l'année 2011. Départements de l'Ain, de la Haute-Savoie et de la Savoie. Compagnie Nationale du Rhône, Direction régionale de Belley, p. 19, Belley.
- Collins, A. L., Naden, P. S., Sear, D. A., Jones, J. I., Foster, I. D. L. & Morrow, K. (2011). Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. *Hydrological Processes* **25**, 2112-2129.
- Crosa, G., Castelli, E., Gentili, G. & Espa, P. (2010). Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Sciences* **72**, 85-95.
- De Robertis, A., Ryer, C. H., Veloza, A. & Brodeur, R. D. (2003). Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**, 1517-1526.

- Diehl, T. H. & Wolfe, W. J. (2010). Suspended-sediment concentration regimes for two biological reference streams in Middle Tennessee. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **46**, 824-837.
- Droppo, I. G. (2001). Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes* **15**, 1551-1564.
- Duchrow, R. M. & Everhart, W. H. (1971). Turbidity measurement. *Transactions of the American Fisheries Society* **100**, 682-690.
- Dupont, J-P., Guezennec, L., Lafite, R., Le Hir, P. & Lesueur P. (2001). Fascicule SA 1.4 - Matériaux fins: le cheminement des particules en suspension. Programme Seine Aval, p. 40, Ifremer.
- Duvert C. (2006). La problématique des dragages à la CNR. Caractérisation environnementale de sites, suivis d'incidence. Stage de Master 1 IUP Génie de l'environnement, Université Paul Sabatier Toulouse III, p. 59, Toulouse.
- Ferrari, M. C. O., Lysak, K. R. & Chivers, D. P. (2010). Turbidity as an ecological constraint on learned predator recognition and generalization in a prey fish. *Animal Behaviour* **79**, 515-519.
- Fleming, S.W., Quilty, E.J., Farahmand, T. & Hudson, P. 2005. Magnitude-Duration Based Ecological Risk Assessment for Turbidity and Chronic Temperature Impacts: Method Development and Application to Millionaire Creek. Prepared for the Environmental Quality Section, Environmental Protection Branch, British Columbia Ministry of Environment, Surrey. Prepared by Aquatic Informatics Inc., p. 56, Vancouver.
- Freedman, J. A., Carline, R. F. & Stauffer, J. R. (2013). Gravel dredging alters diversity and structure of riverine fish assemblages. *Freshwater Biology* **58**, 261-274.
- Fruget, J.-F. & Michelot, J.-L. (1997). Dérives écologiques et gestion du milieu fluvial rhodannien / Ecological evolution and management of the natural environment of the Rhône valley. *Revue de géographie de Lyon*, 35-48.
- Gammon, J.R. (1970). The effect of inorganic sediment on stream biota. In USEPA, Water Pollution Control Research Series, 18050 DWC 12/70. USGPO, Washington, DC.
- Gardner, M. B. (1981). Effects of turbidity on feeding rates and selectivity of Bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society* **110**, 446-450.
- Graham, A. A. (1990). Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. *Hydrobiologia* **199**, 107-115.
- Grasso, A., Bérod, D., Hefti, D. & Jakob, A. (2011). Monitoring de la turbidité des cours d'eau Suisse. *Wasser Energie Luft* **103**, 48-52.

- Gray, S. M., Bieber, F. M. E., McDonnell, I. H., Chapman, I. J. & Mandrak, N. E. (2014). Experimental evidence for species-specific response to turbidity in imperilled fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **24**, 546-560.
- Gregory, R. S. & Northcote, T. G. (1993). Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**, 233-240.
- Greig, S. M., Sear, D. A. & Carling, P. A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. *Science of The Total Environment* **344**, 241-258.
- Greig, S., Sear, D. & Carling, P. (2007). A field-based assessment of oxygen supply to incubating Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryos. *Hydrological Processes* **21**, 3087-3100.
- GREN (2008). Inventaire piscicole des cours d'eau du canton de Genève – Actualisation 2008. Rapport final. Service de l'écologie de l'eau du canton de Genève, p. 95, Genève, Suisse.
- Harvey, B. C. & Lisle, T. E. (1998). Effects of suction dredging on streams: a review and an evaluation strategy. *Fisheries* **23**, 8-17.
- Henley, W. F., Patterson, M. A., Neves, R. J. & Lemly, A. D. (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* **8**, 125-139.
- Huet, M. (1954). Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bulletin français de pisciculture* **175**, 41-53.
- International Organization for Standardization (1999) *ISO 7027: Water Quality – determination of turbidity*. Geneva, Switzerland.
- IRS (2001). Etude globale pour une stratégie de réduction des risques dus aux crues du Rhône. Etude du transport solide. Synthèse de première étape. Institution interdépartementale des Bassins Rhône Saône (Hydratec - Sogreah – Minéa), p. 40, Valence.
- Izagirre, O., Serra, A., Guasch, H. & Elosegi, A. (2009). Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of The Total Environment* **407**, 5694-5700.
- Jensen, D. W., Steel, E. A., Fullerton, A. H. & Pess, G. R. (2009). Impact of fine sediment on egg-to-fry survival of Pacific salmon: a meta-analysis of published studies. *Reviews in Fisheries Science* **17**, 348-359.
- Jones, J. I., Murphy, J. F., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S. & Armitage, P. D. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications* **28**, 1055-1071.

- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* **1**, 66-84.
- Keckeis, H., Bauer-Nemeschkal, E. & Kamler, E. (1996). Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *Journal of Fish Biology* **49**, 430-440.
- Kefford, B. J., Zaluzniak, L., Dunlop, J. E., Nuggeoda, D. & Choy, S. C. (2010). How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments? *Environmental Pollution* **158**, 543-550.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* **25**, 1800-1821.
- Kreitmann, L. & Léger, L. (1931). Carte piscicole du département de la Haute-Savoie avec une notice explicative. Travaux du laboratoire d'Hydrobiologie et de Pisciculture de Grenoble, p.15.
- Lake, R. G. & Hinch, S. G. (1999). Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**, 862-867.
- Launay, M., Angot, H., Coquery, M. & Le Coz, J. (2012a). Particulate contaminant fluxes in the Upper Rhône River. Session C2 – Les fleuves : vecteur de pollution. In *Conférence Internationale IS.Rivers - Recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières*. Univ. Lyon 2, Lyon: GRAIE, ZABR.
- Lloyd, D. S., Koenings, J. P. & Laperriere, J. D. (1987). Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* **7**, 18-33.
- Louhi, P., Ovaska, M., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J. & Muotka, T. (2011). Does fine sediment constrain salmonid alevin development and survival? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **68**, 1819-1826.
- Luce, J. J., Steele, R. & Lapointe, M. F. (2010). A physically based statistical model of sand abrasion effects on periphyton biomass. *Ecological Modelling* **221**, 353-361.
- Malavoi, J. R. & Souchon, Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **365/366**, 357-372.
- McCoy, J. (2013). A review of several methods to assess the risk of turbidity event impacts to aquatic life in urban clear water systems using continuous sonde data. p. 19. Surrey, B.C.: British Columbia - Ministry of Environment - Environmental Quality Section.

- Meybeck, M., Marsily, G. (de) & Fustec, E. (1998). La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, p. 749, Paris.
- Mills, C. (1981). Egg population dynamics of naturally spawning dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). *Environmental Biology of Fishes* **6**, 151-158.
- Nelva, A., Persat, H. & Chessel, D. (1979). Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *CR Acad. Sci. Paris* **289**, 1295-1298.
- Neto, M. (2007). Scénarios de gestion de boues de dragage de cours d'eau : Rôle des bactéries dans la mobilité des polluants métalliques. Thèse de doctorat. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, p. 312, Lyon.
- Newcombe, C. P. (2003). Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessive cloudy water. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **39**, 529-544.
- Newcombe, C. P. & Jensen, J. O. T. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 693-727.
- Newcombe, C. P. & Macdonald, D. D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management* **11**, 72-82.
- ONEMA (2006). Outil de calcul de l'Indice Poisson Rivière (IPR)(NF T90-344), p.3, disponible sous: [http://www.onema.fr/IMG/pdf/Outil\\_de\\_calcul\\_indice\\_poissons\\_riviere-3.pdf](http://www.onema.fr/IMG/pdf/Outil_de_calcul_indice_poissons_riviere-3.pdf) (dernier accès le 20 septembre 2014).
- OSR (2013). Suivi scientifique des opérations de chasses sur le Haut Rhône de juin 2012, version finale - septembre 2013. Observatoire des Sédiments du Rhône / Action n°8, p. 59.
- Owens, P. N., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., Kondolf, G. M., Marden, M., Page, M. J., Peacock, D. H., Petticrew, E. L., Salomons, W. & Trustrum, N. A. (2005). Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* **21**, 693-717.
- Persat, H. & Eppe, R. (1997). Alevinage, pollution et cloisonnement de l'espace fluvial dans les structures génétiques des populations de poisson : l'ombre commun, *Thymallus thymallus*, dans le Rhône au niveau de la Savoie. *Bull. fr. pêche piscic.* **344-345**, 287-299.
- Poff, N. L. & Allan, J. D. (1995). Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* **76**, 606-627.
- Pouilly M. (1994) Relations entre l'habitat physique et les poissons des zones à cyprinidés rhéophiles dans trois cours d'eau du bassin rhodanien: vers une simulation de la capacité

- d'accueil pour les peuplements. Thèse de doctorat, Université Lyon I, p. 256, Villeurbanne.
- Rabeni, C. & Smale, M. (1995). Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* **303**, 211-219.
- Redding, J. M., Schreck, C. B. & Everest, F. H. (1987). Physiological effects on coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. *Transactions of the American Fisheries Society* **116**, 737-744.
- Rempel, L. L. & Church, M. (2009). Physical and ecological response to disturbance by gravel mining in a large alluvial river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **66**, 52-71.
- Richards, K.S. (1982). Rivers, form and process in alluvial channels. Methuen, p. 358, New York.
- Robertson, M.J., Scruton, D.A., Gregory, R.S. & Clarke, D. (2006). Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2644, Fisheries and Oceans Canada, p. v + 37.
- Robertson-Bryan, Inc. (2006). Suspended solids and turbidity requirements of freshwater aquatic life and example relationship between TSS (mg / L) and turbidity (NTUs) for a treated municipal effluent – Technical Memorandum, p. 23, Elk Grove, California.
- Rosenfeld, J. S. & Hatfield, T. (2006). Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**, 683-698.
- Ryan, P. A. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **25**, 207-221.
- Savey, P., Cottureau, C. & Niel, J.F. (1983). Influence de l'aménagement du Rhône sur l'autoépuration. Etude CNR DTE 83-674, Lyon.
- Schwartz, J. S., Dahle, M. & Bruce Robinson, R. (2008). Concentration-duration-frequency curves for stream turbidity: possibilities for assessing biological impairment. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **44**, 879-886.
- Sear, D. S., Frostick, L. B., Rollinson, G. & Lisle, T. E. (2008). The significance and mechanics of fine-sediment infiltration and accumulation in gravel spawning beds. In Salmonid spawning habitat in rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation (Sear, D. A. a. D., Paul, ed.), p. 149-174. Bethesda, USA: American Fisheries Society Symposium (Symposium **65**).
- SEQ-Eau v.2 (2003). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Grilles d'évaluation SEQ-Eau, p. 40, disponible sous <http://sierm.eaurmc.fr/eaux->

- superficielles/fichiers-telechargeables/grilles-seq-eau-v2.pdf (dernier accès le 20 septembre 2014).
- Servizi, J. A. & Martens, D. W. (1992). Sublethal responses of Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**, 1389-1395.
- Shaw, E. A. & Richardson, J. S. (2001). Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 2213-2221.
- SIG (2013). Vidange-chasse des retenues de Verbois et de Chancy-Pougny - Bilan de la campagne 2012. Services Industriels Genevois, p. 26, Genève.
- Sigler, J. W., Bjornn, T. C. & Everest, F. H. (1984). Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**, 142-150.
- Silva Junior, D. R. d., Santos, S. R., Travassos, M. & Vianna, M. (2012). Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography* **60**, 25-32.
- Smith, D. G., Davies-Colley, R. J., Knoef, J. & Slot, G. W. J. (1997). Optical characteristics of New Zealand rivers in relation to flow. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **33**, 301-312.
- Suren, A. M. & Jowett, I. G. (2001). Effects of deposited sediment on invertebrate drift: An experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **35**, 725-737.
- Theurer, F.D., Harrod, T.R., Theurer, M. (1998). Sedimentation and Salmonids in England and Wales. Environment Agency **24**, Bristol.
- UICN France, MNHN, SFI & ONEMA (2010). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France.
- US EPA (2003). Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS). Potential Approaches. Office of Water. Office of Science and Technology. In draft, p. 58. Available online at: [http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/sediment/upload/2004\\_08\\_17\\_criteria\\_sediment\\_sab-discussion-paper.pdf](http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/sediment/upload/2004_08_17_criteria_sediment_sab-discussion-paper.pdf)
- Vondracek, B., Zimmerman, J. K. H. & Westra, J. V. (2003). Setting an effective TMDL: sediment loading and effects of suspended sediment on fish. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **39**, 1005-1015.

Waters, T. F. (1995). *Sediment in streams: sources, biological effects, and control*. Bethesda, Maryland.

Wood, P. J. & Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* **21**, 203-217.

### **Communications**

Collilieux G. & Clement B. (2008). Dragages d'entretien du Rhône & flux polluants. 4ème Journée thématique de la ZABR « Les flux polluants dans le bassin du Rhône - Leur caractérisation dans différents contextes géographiques et fonctionnels », 31 janvier 2008.

Compagnie Nationale du Rhône (2009). Plan de gestion des dragages d'entretien du Rhône et des confluences. DR de Belley.

Launay M., Angot, H., Coquery, M. & Le Coz, J. (2012b). Les flux de contaminants particuliers dans le Haut-Rhône. Colloque Morphodynamique et Transport solide en rivière, Tours, 16-17 octobre 2012.

## Annexe 1 :

Liste des espèces piscicoles présentes dans le Rhône entre la Suisse et la Chautagne (CNR, 1999)

ESPECE	Symbole	Suivi Chancy-Pougny juin 1990		Rhône vif		SVP Rhône 1990		Chautagne		Suivi ARALEPBP 1993		STATUT
		Retenue	Filés	Pêches électriques	Pêches électriques	Généissiat	Retenue Seyssel	Retenue	Vieux-Rhône	Retenue	Vieux-Rhône	
Ablette	ABL		**			*	0	0	0			V, Pm
Anguille	ANG						0	0	0	**	**	V
Barbeau fluviatile	BAF			*	*	x	0	0	0			P
Blageon	BLN					*	0	0	0			P
Bouvière	BOU		**	*	*	x	0	0	0			P
Bryène commune	BRE					x	0	0	0			
Brochet	BRO					x	0	0	0			
Carpe commune	CCU		*	**	**	x	0	0	0	*	**	
Chevaine	CHE		*			x	0	0	0			
Corégone	COR		*			*	0	0	0			
Epinoche	EPI			*	*	x	0	0	0			
Gardon	GAR		***	*	*	*	0	0	0		*	
Goujon	GOU		**	*	**	*	0	0	0		*	
Grémille	GRE					*	0	0	0		*	
Holu	HOT		*	*	**		0	0	0		*	
Loche franche	LOF						0	0	0			V
Loffe	LOT					*	0	0	0			V
Ombre commun	OMB			*	*	*	0	0	0		*	
Perche fluviatile	PER		**	*	**	x	0	0	0	*	*	
Perche salicil	PEL		*	*	*	x	0	0	0		*	
Poisson - Chat	PCH					x	0	0	0		*	
Rotengle	ROT					x	0	0	0		*	
Spirin	SPI					*	0	0	0		*	
Tanche	TAN			*	*	x	0	0	0		*	
Toxostome	TOX						0	0	0			P
Truite arc en ciel	TAC						0	0	0			P
Truite Fario	TRF		*	*	*	x	0	0	0	*	*	
Vairon	VAI			*	*		0	0	0	*	*	V, P
Vandoise	VAN					x	0	0	0	*	*	
Total	29		10	8	12	22	11	27	5	14		

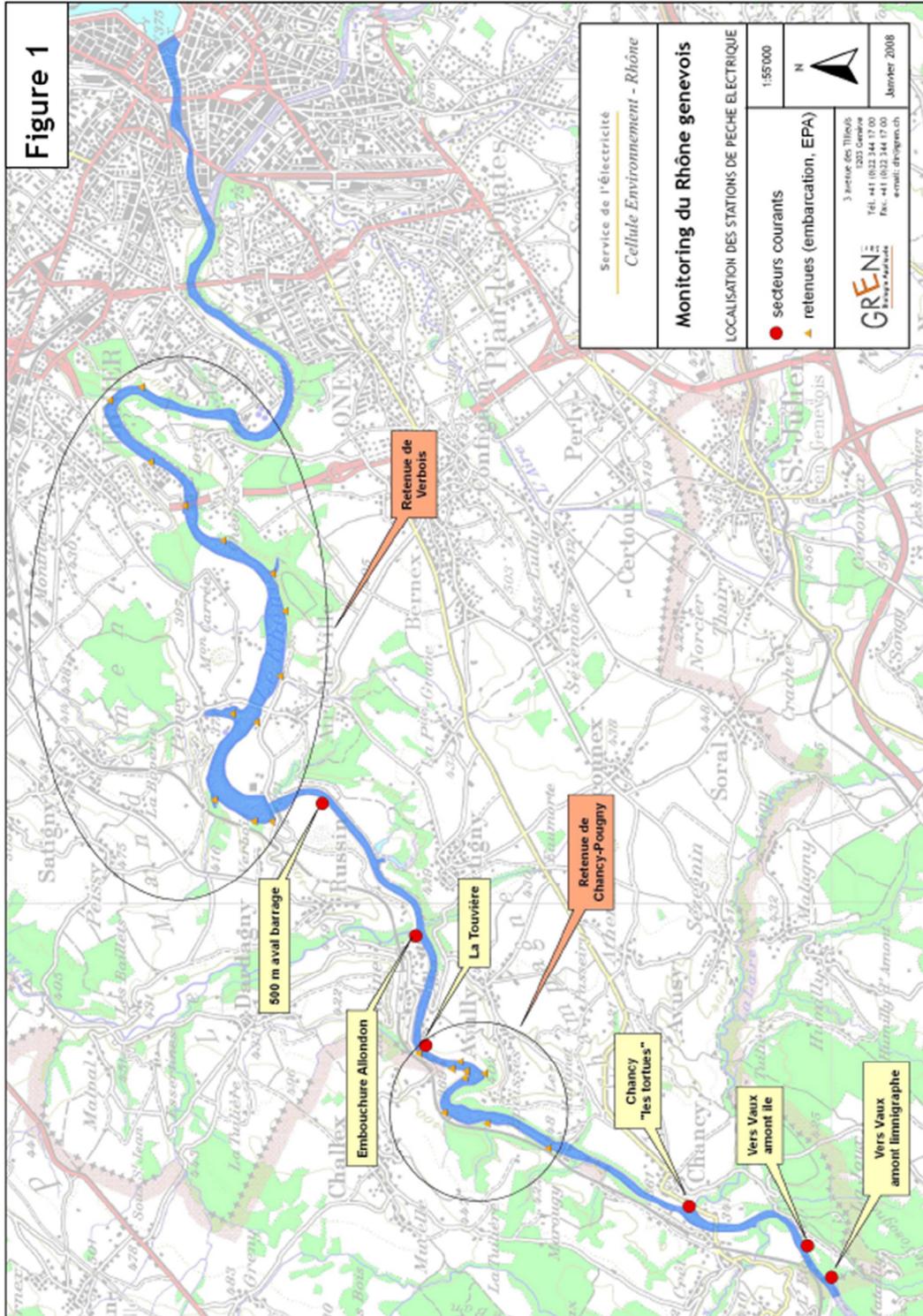
\* : espèces recensées par pêche x : espèces recensées par enquête

PRESENCE	
0	absence d'infos
***	importante
**	Moyenne à faible
*	rare ou accidentelle

STATUT	
V	Vulnérable
P	protégée
Pm	plan migrateur

## Annexe 2 :

Carte des stations pêchées sur le Rhône genevois dans le cadre du Monitoring du Rhône genevois (GREN, 2008), entre 2000 et 2007.



## Annexe 3 :

Abréviations utilisées pour les différentes espèces et taxons de poisson (ONEMA, 2006)

<b>Espèce</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Code</b>
<i>Alburnus alburnus</i>	ablette	ABL
<i>Anguilla anguilla</i>	anguille	ANG
<i>Barbus barbus</i>	barbeau	BAF
<i>Barbus meridionalis</i>	barbeau méridional	BAM
<i>Blicca bjoerkna et Abramis brama</i>	brèmes	BBB
<i>Leuciscus souffia</i>	blageon	BLN
<i>Rhodeus amarus</i>	bouvière	BOU
<i>Esox lucius</i>	brochet	BRO
<i>Carassius sp.</i>	carassins	CAS
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	CCO
<i>Cottus gobio</i>	chabot	CHA
<i>Leuciscus cephalus</i>	chevaine	CHE
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	épineche	EPI
<i>Pungitius pungitius</i>	épinochette	EPT
<i>Rutilus rutilus</i>	gardon	GAR
<i>Gobio gobio</i>	goujon	GOU
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gremille	GRE
<i>Chondrostoma nasus</i>	hotu	HOT
<i>Barbatula barbatula</i>	loche franche	LOF
<i>Lota lota</i>	lote	LOT
<i>Lampetra planeri</i>	lamproie de Planer	LPP
<i>Thymallus thymallus</i>	ombre	OBR
<i>Ictalurus melas</i>	poisson chat	PCH
<i>Perca fluviatilis</i>	perche	PER
<i>Lepomis gibbosus</i>	perche soleil	PES
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	rotengle	ROT
<i>Stizostedion lucioperca</i>	sandre	SAN
<i>Salmo salar</i>	saumon	SAT
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	spirlin	SPI
<i>Tinca tinca</i>	tanche	TAN
<i>Chondrostoma toxostoma</i>	toxostome	TOX
<i>Salmo trutta fario</i>	truite	TRF
<i>Phoxinus phoxinus</i>	vairon	VAI
<i>Leuciscus leuciscus</i>	vandoise	VAN

## Annexe 4 :

Liste des poissons et principaux habitats sur le Haut-Rhône (CNR, 2010, p. 56)

Nom commun	Nom latin	Haut Rhône	Vieux-Rhône	Rhône vif	Lône	Canaux/Retenue
Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>	Nat	X	X	X	X
Achigan à grande bouche (Black Bass)	<i>Micropterus salmoides</i>	Int			X	
Anquille	<i>Anguilla anguilla</i>	Nat	X	X	X	X
Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i>	Nat	X	X	X	X
Blaieon	<i>Leuciscus souffia</i>	Nat	X	X	X	
Blennie fluviatile	<i>Salaria fluviatilis</i>	Nat	X	X	X	X
Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i>	Nat	X	X	X	
Brème bordelière	<i>Abramis bjoerkna</i>	Nat			X	X
Brème commune	<i>Abramis brama</i>	Nat			X	X
Brochet	<i>Esox lucius</i>	Nat	X	X	X	X
Carassin	<i>Carassius carassius</i>	Int	X		X	X
Carassin argenté	<i>Carassius gibelio</i>	Int			X	X
Carassin doré	<i>Carassius auratus</i>	Int			X	X
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	Int		X	X	X
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	Nat	X	X	X	
Chevaine	<i>Leuciscus cephalus</i>	Nat	X	X	X	X
Epinouche	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Nat	X		X	
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Nat	X	X	X	X
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	Nat	X	X	X	
Grémille	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Int	X	X	X	X
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	Int	X	X	X	X
Lamproie de Planer	<i>Lampetra planeri</i>	Nat	X		X	
Loche d'étang	<i>Misgurnus fossilis</i>	Nat			X	
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	Nat	X	X	X	X
Lote	<i>Lota lota</i>	Nat	X	X	X	
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>	Nat	X	X	X	
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Nat	X	X	X	X
Perche-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	Int	X	X	X	X
Poisson-chat	<i>Ameiurus melas</i>	Int	X	X	X	X
Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	Int	X	X	X	X
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Nat	X	X	X	X
Sandre	<i>Sander lucioperca</i>	Int	X	X	X	X
Silure glane	<i>Silurus glanis</i>	Int	X	X	X	X
Spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Nat	X	X	X	
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Nat	X	X	X	X
Toxostome	<i>Chondrostoma toxostoma</i>	Nat	X	X	X	
Truite fario	<i>Salmo trutta</i>	Nat	X	X	X	
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Nat	X	X	X	
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Nat	X	X	X	

## Annexe 5 :

Période de reproduction des principales espèces de poissons d'eau douce (source : ONEMA, <http://www.onema.fr/IMG/pdf/chapitre3.pdf>)

Espèce	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	T°C requise
Chabot													
Truite fario													
Lamproie de Planer													
Vairon													17-20°C
Barbeau méridional													
Loche franche													
Ombre commun													8-11° C
Epinoche													
Blageon													
Chevaine													15°C
Goujon													14-17-18° C
Apron													
Blennie fluviatile													
Hotu													11° C
Toxostome													13° C
Barbeau fluviatile													8-10°C
Lotte de rivière													5-10° C
Spirin													18-19°C
Vandoise													8-10°C
Epinoche													
Bouvière													15°C
Brochet													6-11°C
Gardon													12-15°C
Tanche													16-20 à 22°C
Ablette													15°C
Carpe commune													18-20°C
Sandre													15-15°C
Brème bordelière													12-14°C
Gremille													10-15°C
Perche soleil													13-14°C
Rotengle													15-18°C
Black-bass à grande bouche													16-19 à 20°C
Poisson chat													18°C
Silure glane													20°C

## Annexe 6 :

Valeurs seuils de turbidité admises dans différentes réglementations internationales (Collins *et al.* 2011)

Table V. Examples of turbidity-based water quality standards

Country	Standard	Reference
Australia (south east upland; <150–<1500 m altitude)	2–25 NTU	ANZECC (2000)
Australia (south east lowland; <150 m altitude)	6–50 NTU	ANZECC (2000)
Australia (south west upland)	10–20 NTU	ANZECC (2000)
Australia (south west lowland)	10–20 NTU	ANZECC (2000)
Australia (tropical upland)	2–15 NTU	ANZECC (2000)
Australia (tropical lowland)	2–15 NTU	ANZECC (2000)
Australia (south central upland)	1–50	ANZECC (2000)
Australia (south central lowland)	1–50	ANZECC (2000)
Canada (British Columbia)	Not to exceed 5 NTU over background if background is less than 50 NTU	Rowe <i>et al.</i> (2003)
Canada	Clear flow: maximum increase of 8 NTU over background for short-term (<24 h) exposure High flow: turbidity should not increase by >10% over background when background >8 NTU	CCME (2001)
New Zealand (upland)	4.1 NTU	ANZECC (2000)
New Zealand (lowland)	5.6 NTU	ANZECC (2000)
USA (Alaska)	Water supply: 5 NTU above natural conditions when background turbidity is 50 NTU or less, no more than 10% increase when the natural turbidity is > 50 NTU	Rosetta (2005)
USA (California)	Central Valley Region: where natural turbidity is 0–5 NTU, increases shall not exceed 1 NTU. Where natural turbidity is 5–50 NTU, increases shall not exceed 20%	Rosetta (2005)
USA (Idaho)	Chronic turbidity not to exceed 10 NTU in summer baseflow	Rowe <i>et al.</i> (2003)
USA (Montana)	Class A1: no increase above naturally occurring turbidity except under short-term authorization	Rowe <i>et al.</i> (2003)
USA (Oregon)	<10% increase relative to an upstream control point	Rowe <i>et al.</i> (2003)
USA (Nevada)	10 NTU—cold water reaches; 50 NTU—warm water reaches	FWPCA (1968)
USA (Utah)	Classes 2A, 2B, 3A, 3D not to exceed 10 NTU (instantaneous) above background	Rowe <i>et al.</i> (2003)
USA (Wyoming)	Class 1 and 2 watersheds (outstanding waters and non-class 1 but supporting game fish) not to exceed 10 NTU (instantaneous) above background	Rowe <i>et al.</i> (2003)