



Estimation de l'impact de l'échouage- piégeage sur les salmonidés de la basse rivière d'Ain

Période 2015 - 2019

Septembre 2019



ECOTEC Environnement SA
3, rue François-Ruchon - 1203 Genève
t : 022 344 91 19
info@ecotec.ch - www.ecotec.ch

ECOTEC
Expertises
Études d'impact
Recherche appliquée

1. Table des matières

1. Table des matières	2
2. Contexte	3
2.1 Focus sur la truite	3
3. Cycle de vie de la truite et problématiques d'échouage-piégeage	3
3.1 De l'incubation à l'émergence	4
3.2 Période critique entre l'émergence et 50 jours	4
4. Échantillonnage	5
4.1 Problèmes méthodologiques liés aux échouages-piégeages	5
4.2 Estimation de la mortalité	6
4.3 Nombre de stations nécessaires	6
4.4 Efficacité de l'échantillonnage	7
4.5 Détermination des stations	8
4.6 Répétition des observations	9
5. Protocole de suivi lors des campagnes d'échouage-piégeage	9
5.1 Protocole « continu »	10
5.2 Protocole complet	11
6. Quantification de la mortalité	11
6.1 Résultats résumés des suivis	11
6.2 Suivis avec observations d'échouage-piégeage	12
6.3 Estimation de la mortalité moyenne par échouage piégeage pour une éclusée	13
6.3.1 M_{ult} : multiplicateur de mortalité observée	14
6.3.2 P_{mort_ori} et P_{mort_nouv} : probabilité d'échouage-piégeage	14
6.3.3 M_{ori} et M_{nouv} : mortalité lors d'une éclusée	15
6.3.4 F_{ori} et F_{nouv} : représentativité des stations (originales et nouvelles)	16
6.4 Calculs de mortalité en fonction des différentes variantes	16
6.5 Éclusées durant la période de suivi	17
6.6 Mortalité totale pendant la période post-émergence (de fin mars à fin mai)	17
7. Estimation de la taille de la population	19
7.1 Frayères	19
7.2 Pêches électriques	19
7.3 Plongées de l'IRSTEA	21
7.4 Avis d'experts	21
7.5 Taille vraisemblable de la population de truites et d'alevins émergents	21
8. Estimation de l'impact	21
8.1 Alevins de truites	21
8.2 Alevins d'ombres	23
8.3 Cyprinidés et autres espèces	23
9. Discussion et conclusion	23
10. Bibliographie	25
11. Annexe 1 – stations	27
12. Annexe 2 – résultats détaillés des campagnes d'échouage-piégeage	28
13. Annexe 3 – liste de tous les scénarios de mortalité	29

2. Contexte

Cette note technique s'inscrit dans la démarche de suivi de la Basse Rivière d'Ain afin d'étudier l'impact des ouvrages hydro-électriques sur la communauté piscicole.

Depuis 2015, le bureau ECOTECH Environnement SA est mandaté par EDF afin de réaliser chaque année le suivi de l'échouage-piégeage de la faune piscicole et des macroinvertébrés benthiques sur la Basse Rivière d'Ain entre l'aval du barrage d'Allement et la confluence avec le Rhône.

Le mandat initial d'ECOTECH consistait à étudier les stations les plus problématiques de la rivière durant différents profils de variations du débit, afin de quantifier l'échouage-piégeage dans différentes conditions d'éclusées. Le but était de tester différents gradients afin de réduire l'impact des éclusées.

En 2019, après modification des gradients et suite aux demandes des différents acteurs, il a été décidé de quantifier l'impact global de l'échouage-piégeage, non plus sur les stations les plus problématiques, mais sur l'ensemble de la rivière.

2.1 Focus sur la truite

L'échouage-piégeage concerne toute la communauté piscicole et la mortalité de toutes les espèces de poissons concernées a été relevée. Toutefois les analyses populationnelles ne portent que sur la truite de rivière, espèce choisie par le comité de pilotage pour faire l'objet des mesures de suivi principales (frayères, échouage-piégeage et pêches électriques). En effet, les ombres ne semblent pas en régression dans la Basse Rivière d'Ain, comme le témoignent le concours de pêche record de 2016 et les suivis effectués par l'IRSTEA notamment dans le cadre de la thèse de Clarisse Judes (Lamouroux et Courret, comm. pers.).

En plus d'être très bien documentée dans la littérature scientifique, la truite de rivière est plus sensible aux éclusées que l'ombre (OFEV, 2017). On peut donc considérer que les mesures de protection réduisant l'impact sur les truites seront également bénéfiques aux ombres. En particulier, il a été montré que le taux d'échouage dépend directement de la vitesse à laquelle le niveau d'eau descend après une éclusée et on considère qu'une vitesse de baisse d'eau inférieure à 0.2 cm par minute est sans danger pour les ombres, alors que cette limite n'est que de 0.1 cm par minute pour les truites (Schmutz *et al.* 2013 ; OFEV, 2017 ; Auer 2014).

La quantification de l'impact des éclusées sur les autres espèces, notamment les cyprinidés, ne peut pas être effectuée car n'ayant que peu d'intérêt halieutique elles n'ont pas été définies comme espèces cibles par le comité de pilotage de la rivière et par conséquent n'ont pas été suivies aussi intensivement que les truites. Il n'y a par exemple pas de données sur la taille de la population ou la reproduction des cyprinidés. De plus, la littérature scientifique sur ces espèces est moins bien documentée que pour les salmonidés, rendant une analyse précise beaucoup plus difficile.

3. Cycle de vie de la truite et problématiques d'échouage-piégeage

La mortalité des jeunes truites est très variable au cours du temps (Borsuk *et al.*, 2006) et certains stades juvéniles sont particulièrement sensibles aux variations de débit (Young *et al.*, 2011). Il est donc important de bien comprendre les causes de

mortalité aux différents stades de vie des truitelles afin de pouvoir cibler les mesures servant à la mitigation de l'impact des éclusées (Bruder *et al.*, 2016).

3.1 De l'incubation à l'émergence

La mortalité naturelle des jeunes truites est relativement faible tant que les œufs et les alevins sont protégés dans les graviers du lit de la rivière. Une femelle truite pesant un kilo peut en effet pondre entre 1'500 et 2'000 œufs chaque hiver (Borsuk *et al.*, 2006 ; Bruslé & Quignard, 2001) et on estime qu'environ 80% d'entre eux vont survivre entre la ponte et l'émergence quand les conditions environnementales sont bonnes (Crisp, 1981 ; Elliott & Hurley, 1998 ; Jungwirth & Winker 1984 ; Ojanguren & Braña, 2003).

Pendant cette période, qui peut durer six mois dans les régions froides (Crisp, 1981 ; Elliott, 1984 ; Elliott & Hurley, 1998 ; Jungwirth & Winker 1984 ; Ojanguren & Braña, 2003), les œufs et les alevins sont toutefois vulnérables aux variations de débit qui peuvent mobiliser la charge de fond et entraîner la destruction des œufs lors de fortes crues, ou encore exonder les frayères et détruire les pontes lors de bas débits (Baglinière & Maisse, 2002 ; Beverton & Holt, 1957 ; Hjort 1914). D'autres sources de mortalité comme la pollution, en particulier issue des stations d'épuration, peuvent décimer les œufs et les alevins avec des mortalités pouvant atteindre jusqu'à 95% dans des milieux particulièrement atteints (Kobler, 2004).

Dans la Basse Rivière d'Ain, l'exondation des frayères est relativement rare grâce au débit plancher de 28 m³/s maintenu pendant toute la période de reproduction. Aucune exondation des frayères n'a été observée lors des suivis de 2015 à 2018 (Bergé, 2017), toutefois il arrive que quelques frayères soient exondées lorsque l'hydrologie est très élevée pendant la période pré-reproduction, comme par exemple en 2012 (Aubert, 2013) et en 2019 (ECOTEC, observations *in situ*).

3.2 Période critique entre l'émergence et 50 jours

Quand les alevins ont épuisé leurs réserves vitellines, les jeunes truitelles vont devenir territoriales et apprendre à se nourrir seules (Baglinière & Maisse, 2002 ; Johnsson *et al.*, 1999 ; Lobon-Cervia & Sanz, 2018). On observe dès lors une « période critique » d'une cinquantaine de jours avec une très forte mortalité liée à l'échec de parvenir à l'autonomie alimentaire (Armstrong & Nislow, 2006 ; Beverton & Holt, 1957 ; Elliott, 1989 ; Hjort, 1914 ; Li & Mathias, 1987). À faibles densités, la survie moyenne est de 8 - 10% et diminue quand la densité de truitelles augmente, avec des survies aussi faibles que 1 - 5% (Borsuk *et al.*, 2006 ; Crisp, 1981 ; Elliott, 1989 ; Li & Mathias, 1987). Dans la Basse Rivière d'Ain, cette période se situe entre mi-mars et début juin.

Les jeunes truitelles émergentes sont de petite taille, peu mobiles, et affectionnent les zones de refuge le long des rives. Elles sont par conséquent plus vulnérables aux variations de débit qui peuvent provoquer des échouages-piégeages et des dérives. Une fois que les truitelles ont atteint une taille suffisante (50 mm), elles sont moins sensibles aux baisses de débit car elles quittent les habitats rivulaires et nagent suffisamment bien pour s'adapter aux changements de niveau d'eau (Cazeneuve *et al.*, 2009 ; Courret, 2015 ; Hvidsten, 1985 ; Lascaux *et al.*, 2008). La sévérité de l'échouage dépend principalement de la vitesse à laquelle le niveau d'eau descend après l'écluse, de son amplitude et de la morphologie de la rivière. En général, avec une diminution de la hauteur d'eau inférieure à 0.1 cm par minute, ou des pentes

rivulaires supérieures à 5%, les truitelles sont capables d'éviter l'échouement en bordure de rivière (Young, 2011 ; Auer, 2017 ; Bell *et al.*, 2008 ; OFEV, 2017). Dans la marche à suivre pour l'assainissement des éclusées en Suisse, l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) indique que pour les larves de truites, des gradients inférieurs à 0.2 cm/min sont excellents, bons entre 0.2 et 0.3 cm/min, moyens entre 0.3 et 0.4 cm/min et médiocre à mauvais en dessous (OFEV, 2017).

Toutefois, même des gradients de baisse très faibles (inférieurs à 0.1 cm/min) ne peuvent empêcher la mortalité si les poissons sont piégés dans des dépressions (Bradford, 1997) ou dans des bras secondaires s'asséchant (Dauwalter *et al.*, 2013). Des mesures de restauration ont ainsi été mises en place dans la Maronne afin de favoriser des bras précédemment piégeants et qui offrent maintenant des habitats favorables aux grossissements des salmonidés (Lascaux *et al.*, 2008 ; Courret, 2014). Dans la rivière d'Ain, on observe des échouages de cyprinidés à des vitesses inférieures à 0.1 cm/min dans des dépressions et des bras déconnectés asséchés. Ces zones pourraient faire l'objet de mesures hydro-morphologiques de restauration pour les maintenir en eau à bas débits.

Il ne faut toutefois pas oublier que l'échouage et le piégeage sont également des phénomènes naturels et que dans les rivières avec une bonne morphologie, les échouages sont généralement plus importants que dans les rivières à la morphologie dégradée (OFEV, 2012).

4. Échantillonnage

4.1 Problèmes méthodologiques liés aux échouages-piégeages

En France, l'impact de l'échouage-piégeage a été quantifié dans la Maronne, où des mortalités par éclusée entre 2 et 12 alevins de salmonidés pour 100 mètres de rive ont été observées. Les zones problématiques représentent 10% des 6.3 kilomètres de la rivière et la mortalité totale a été estimée à 10'000 alevins par année (Lascaux *et al.*, 2008). Des suivis similaires ont été effectués dans la Dordogne, représentant 13% d'un linéaire de 19.6 km, où des mortalités entre 2 et 6 alevins étaient observées par éclusée pour 100 mètres de rive, représentant une mortalité totale d'environ 15'000 alevins par année (Cazeneuve *et al.*, 2009). Ces suivis ont également mis en évidence qu'une douzaine d'espèces étaient à risque. Dans la Basse Rivière d'Ain, des suivis effectués entre 2009 et 2018 ont montré que les événements d'échouages piégeages sont très variables (entre 0 et 50 truitelles échouées par éclusée, Tableau 1). En moyenne, après une éclusée, on retrouve 2.5 truitelles échouées ou piégées sur une longueur variant de 20 à 360 mètres.

Le comptage direct d'individus échoués est hasardeux car lors d'une exondation totale, on ne retrouve qu'environ un tiers des poissons échoués (Saltveit *et al.*, 2001). Certains poissons se réfugient dans les sédiments, d'autres sont victimes de prédation si les relevés sont effectués relativement longtemps après un épisode d'échouage. De plus, les échouages-piégeages ne sont pas répartis uniformément le long d'un cours d'eau mais sont généralement concentrés dans certains endroits « à risque » (Cazeneuve *et al.*, 2009 ; Lascaux *et al.*, 2008). La plupart des poissons s'échouent dans des habitats dont la pente est inférieure à 5%, généralement dans les espaces interstitiels entre les galets et dans des dépressions. On considère que l'envergure de la fluctuation n'a que peu d'influence sur la mortalité (Bell *et al.*, 2008). De plus, la mortalité de l'échouage-piégeage n'est pas uniforme au cours du temps,

elle diminue grâce à des phénomènes d'adaptation, de sélection ou d'apprentissage et encore une meilleure capacité de nage au cours du temps (OFEV, 2017 ; Bryner, 201 ; FIBER, 2009). On peut encore observer un gradient d'écluse qui s'atténue avec la distance, ce qui peut faire diminuer la mortalité quand on s'éloigne des ouvrages hydro-électriques (Courret, 2015).

Tableau 1 - nombre total d'échouages et de piégeages d'alevins de truites, avec le nombre de campagnes (entre parenthèses) effectuées par Ecotec et l'AFB (anciennement Onema) entre 2013 et 2018.

Site	Onema 2013	Ecotec 2015	Ecotec 2016	Onema 2016	Ecotec 2017	AFB 2017	Ecotec 2018
Neuville-sur-Ain	6 (2)	0 (2)	5 (4)	25 (8)	22 (5)	12 (3)	10 (5)
Oussiat	-	-	-	-	0 (1)	-	-
Pont d'Ain	5 (5)	-	0 (4)	-	12 (7)	8 (6)	2 (6)
Priay	26 (4)	3 (2)	0 (2)	-	2 (1)	46 (6)	0 (3)
Villieu	-	-	0 (4)	-	7 (5)	-	0 (3)
Château Gaillard	-	-	-	-	-	20 (5)	-
Varambon	4 (3)	-	-	-	-	14 (2)	0 (3)
Chazey-sur-Ain	16 (13)	0 (3)	1 (7)	1 (2)	4 (4)	9 (2)	0 (4)
Blyes	0 (1)	-	1 (3)	-	50 (3)	-	2 (2)
TOTAL	57 alevins	3 alevins	7 alevins	26 alevins	97 alevins	100 alevins	14 alevins

L'estimation de la mortalité est donc complexe et très peu d'études estiment de manière satisfaisante l'impact de l'échouage-piégeage au niveau de toute une population (Nagrodski *et al.*, 2012). Chaque rivière est unique et il est difficile de transférer les paramètres d'une rivière à l'autre. Pour estimer la mortalité totale liée aux échouages-piégeages, il est donc important de pouvoir répéter des observations dans toute la rivière et au cours du temps. Le protocole proposé dans cette étude répond à ces exigences et permet d'estimer le mieux possible le nombre total d'individus concernés par les échouages-piégeages dans la rivière d'Ain.

4.2 Estimation de la mortalité

Les effectifs d'échouage-piégeage sont très variables dans les zones échantillonnées (voir Tableau 1) et la quantification de la mortalité totale extrapolée à toute la rivière n'est pas possible avec les données récoltées jusqu'en 2018. En effet, les sites de suivis ont été choisis spécifiquement pour leur haute sensibilité aux échouages et piégeages. Une estimation maximaliste considèrerait que la mortalité observée dans ces sites à risque est la même sur toute la rivière et que la mortalité totale est de l'ordre de plusieurs dizaines de milliers de truitelles. A l'opposé, on peut considérer que la mortalité ne se fait que sur ces sites et que la mortalité totale ne serait plus que de quelques centaines de truitelles. Afin d'affiner les estimations et surtout d'extrapoler la mortalité observée pour toute la population (mortalité totale), nous avons donc procédé à un échantillonnage statistique de toute la rivière lors des campagnes de 2019.

4.3 Nombre de stations nécessaires

Afin d'estimer le nombre de stations nécessaires pour couvrir l'ensemble de la rivière, nous avons simulé 350 tronçons de 150 mètres de long et répété des tirages aléatoires en fonction de la probabilité réelle d'échouage-piégeage. Comme cette

probabilité réelle de tronçons à risque d'échouage-piégeage est inconnue, nous avons modélisé l'échantillonnage en fonction de tous les cas de figures possible (i.e., avec une proportion de rivière à risque comprise entre 0% et 100% par intervalles de 5%). Nous avons ensuite testé un nombre de stations à échantillonner entre 5 et 150 et effectué 100'000 échantillonnages aléatoires pour chaque combinaison afin d'estimer la variabilité possible des observations (voir Figure 1 et 2).

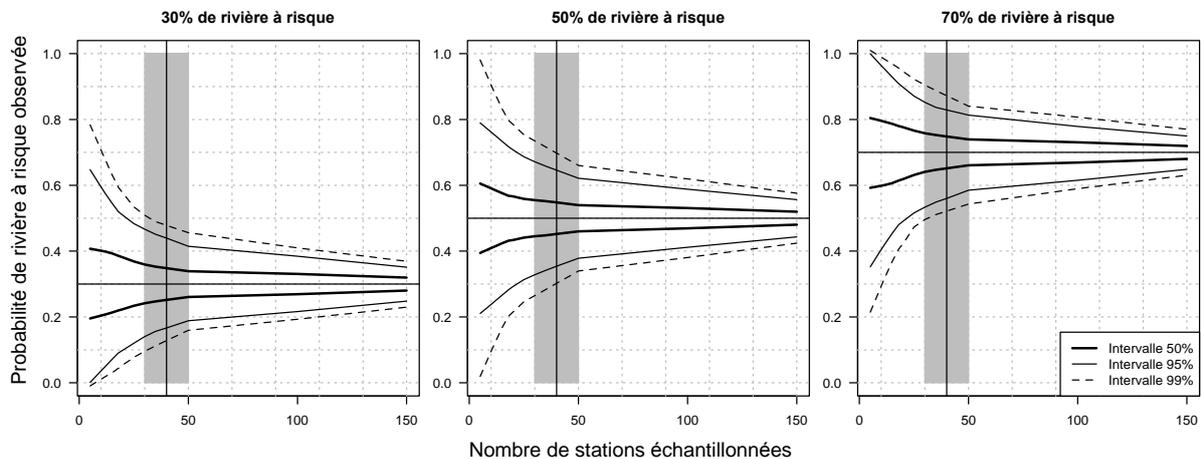


Figure 1 - variabilité de l'estimation en fonction du nombre de stations échantillonnées.

Remarque, cette variabilité n'est valable que pour une seule éclusée et nous nous sommes limités à trois valeurs possibles pour la proportion de rivière à risque (30%, 50%, et 70%). Les différentes lignes représentent les intervalles de confiance, ainsi 50% des échantillonnages possibles se situent entre les lignes en gras, 95% entre les lignes continues et 99% entre les lignes en traitillés.

Plus le nombre de stations échantillonnées est grand, plus l'estimation est précise. Toutefois, le gain n'est pas linéaire et le bénéfice d'augmenter le nombre de stations en termes de variabilité des estimations diminue avec les stations (Figure 1). Un échantillonnage compris entre 30 et 50 stations est un bon compromis coût-efficacité. Dans le but d'étudier différentes éclusées, il a été décidé lors d'un comité technique (COTECH 17, mars 2019) d'échantillonner 40 stations. Pour des questions logistiques, il est difficile d'échantillonner plus de 20 stations par jour, il a été décidé que ces 40 stations seraient divisées en deux groupes de 20 stations. Chaque groupe de stations serait suivi trois fois, ce qui représente pour les 40 stations un suivi de 6 éclusées au total.

4.4 Efficacité de l'échantillonnage

L'efficacité de l'échantillonnage proposé (40 stations) a été estimée pour l'ensemble des combinaisons possibles de proportion de rivière à risque. Nous avons également testé l'effet de multiples éclusées (voir Figure 2).

Ainsi, si des échouages-piégeages sont observés dans la moitié des observations (ligne noire horizontale dans la Figure 2), la proportion réelle de rivière à risque sera comprise entre 37% et 63% avec une certitude de 95% (courbe bleue pleine) et entre 42% et 57% si on mesure la même station trois fois et qu'il n'y a pas d'effet au cours du temps (courbe noire pleine). Ces valeurs pourront être utilisées pour calculer différents scénarios de mortalité suite au nouveau protocole d'échantillonnage.

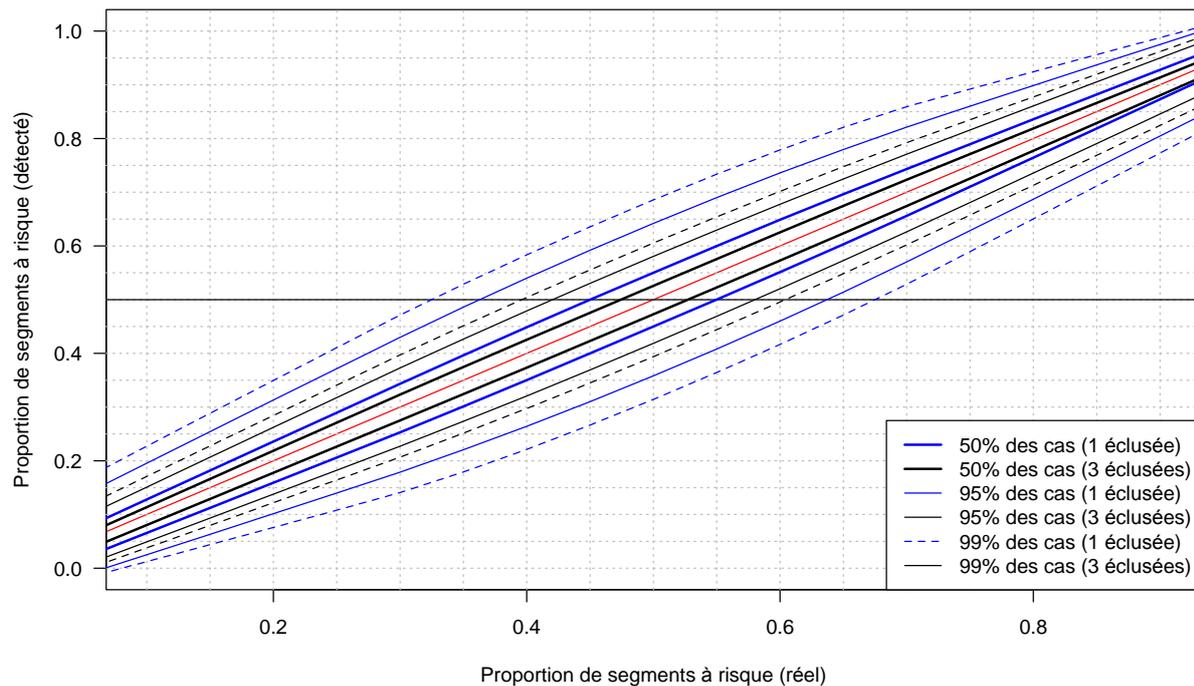


Figure 2 - variabilité de l'estimation (avec 20 ou 30 stations) en fonction de la probabilité réelle d'échouage-piégeage. Les lignes bleues représentent un échantillonnage avec 40 stations et les lignes noires 40 stations échantillonnées trois fois. Les lignes en gras représentent la limite dans lesquelles la moitié des échantillonnages possibles se situent (une chance sur deux d'être entre les lignes en gras), les lignes pleines représentent la limite à 95% (19 chances sur 20 d'être entre les lignes), et les traitillés représentent la limite à 99% (99 chances sur 100 d'être entre les lignes).

4.5 Détermination des stations

L'échantillonnage a été défini de la manière suivante. Les 6 stations les plus impactantes, identifiées lors des suivis précédents (ECOTEC, 2017 et 2018), ont été suivies à nouveau en 2019 avec le nouveau protocole (voir chapitre 5) (stations : Neuville, Pont d'Ain, Priay, Villieu, Chazey, Blyes). De plus, 34 nouvelles stations ont été choisies aléatoirement le long de la rivière afin de couvrir l'ensemble du linéaire entre le barrage d'Allement et la confluence avec le Rhône. Ce linéaire mesure 54 kilomètres de long et chaque station a été définie comme mesurant 150 mètres de long, donc représentant 1/360 du linéaire de cette section de la rivière.

Deux zones ont été définies pour ces nouvelles stations, soit une première zone de 14 km entre Allement et Pont d'Ain et une seconde zone de 40 km entre Pont d'Ain et la confluence de la rivière avec le Rhône.

Dans la première zone, aucune information morphologique préalable n'était disponible et un échantillonnage aléatoire systématique a été utilisé. Précisément, 6 stations équidistantes de 2.28 km ont été sélectionnées avec la première station tirée au hasard à 1.37 km du barrage.

Pour la deuxième zone, un modèle 2D a été élaboré, ce qui a permis d'utiliser des données morphologiques pour déterminer des strates avec une probabilité d'échouage-piégeage différentes. Trois strates relativement équivalentes en proportion ont ainsi été définies selon le taux d'exondation lors d'une éclusée entre 120 et 20 m³/s. L'échantillonnage a été plus intensif dans les zones à forte exondation et plus faible dans les autres.

Strates avec différentes probabilités d'échouage-piégeage :

- Probabilité d'échouage-piégeage faible : moins de 10% de surface d'exondation, cette strate représente 27% du linéaire et 6 stations représentatives ont été échantillonnées.
- Probabilité d'échouage-piégeage moyenne : entre 10% et 25% de surface d'exondation, cette strate représente 39% du linéaire et 10 stations représentatives ont été échantillonnées.
- Probabilité d'échouage-piégeage forte : plus de 25% de surface d'exondation, cette strate représente 33% du linéaire et 12 stations représentatives ont été échantillonnées.

Pour chaque station, seule la rive la plus piégeante a été suivie, généralement la zone en intrados, en pente douce. La sélection de la rive a été effectuée pour chaque station selon un avis d'expert, une fois l'ensemble des stations tirées aléatoirement (voir Annexe 1 pour les détails).

4.6 Répétition des observations

Il a été décidé lors d'un comité technique (COTECH 17 de mars 2019) de suivre chaque station 3 fois, par groupe de 20 stations, soient 6 éclusées et 14 stations. En réalité, 11 éclusées ont été suivies entre le 23 mars et le 28 mai 2019. En effet, au vu des conditions hydrologiques, un certain nombre de suivis partiels sur un nombre restreint de stations a été effectué. Le but était de ne pas manquer de potentiels épisodes d'échouage-piégeage en ne suivant qu'un nombre restreint d'éclusées. Au final 7 suivis « normaux » sur 20 stations ainsi que 4 suivis partiels sur 2 à 10 stations ont été réalisés.

Deux suivis supplémentaires ont encore été effectués en juin après la période critique post-émergence, soit un suivi partiel le 14 juin et un second suivi normal le 21 juin. Ces suivis ne font pas partie de l'analyse populationnelle sur la mortalité post-émergence (avril – mai) mais sont discutés en fin de rapport.

5. Protocole de suivi lors des campagnes d'échouage-piégeage

Les échantillonnages ont été effectués sur 150 mètres linéaires de rivière, avec un double protocole. Le premier était semblable à celui effectué lors des dernières campagnes pour comparer les nouvelles observations avec les observations de 2016 à 2018 (protocole « continu »). Le second, protocole « complet » a été effectué afin de quantifier la mortalité totale d'une station et également de comparer/contrôler le protocole continu.

Une des sources d'erreur la plus probable est la distribution agrégative de la mortalité, concentrant les alevins échoués dans des petites surfaces difficilement détectables avec un tirage aléatoire. La combinaison des deux méthodes d'échantillonnage permet d'estimer avec une plus grande précision l'impact.

Afin de minimiser le risque de prédation et de disparition des alevins échoués (voir chapitre 4.1), les observations se sont faites directement à la fin des éclusées. Un système d'information et d'astreinte a été mis en place afin d'assurer que les observations soient effectuées le plus rapidement possible à la fin des éclusées. Les suivis débutaient 30 minutes après l'heure d'atteinte du Q_{stable} annoncée par EDF,

généralement la majorité des truitelles étaient encore en eau (piégeage) lors des suivis. Finalement, suite aux difficultés des microcentrales à suivre les gradients imposés par EDF, ces dernières étaient mises en transparence pendant les suivis.

5.1 Protocole « continu »

L'échantillonnage « continu » a été effectué sur chaque site. Le protocole est semblable au protocole effectué lors des dernières campagnes ainsi que le protocole utilisé par l'AFB pour effectuer ses relevés (Aubert, 2013). Le but est de parcourir rapidement toute la surface exondée correspondant aux 150 mètres de berge et d'identifier les endroits de piégeage (racines, gouilles, dépressions) pour comptabiliser tous les individus de toutes les espèces.

Les suivis des années précédentes ont montré que les zones de retrait « uniformes », sans zone de piégeage, ne posent pas de problème d'échouage-piégeage pour la faune piscicole. Ces zones, en particulier les bancs de gravier, ont donc été suivis avec un effort moins important que les endroits identifiés comme zone de piégeage. Entre dix et quinze zones par station étaient prospectés afin de vérifier qu'un échouage massif n'avait pas eu lieu sur ces zones. Aucune mortalité n'a été observée sur ces zones dans l'ensemble des suivis.

Déroulement sur station :

Atteinte du point GPS défini comme le point de départ de la station grâce à l'application de géolocalisation MapsMe. Une fois arrivé sur le point de départ, l'heure de début de prospection est notée et les 150 mètres de berge aval sont parcourus. Sur le linéaire, les structures potentiellement piégeantes (vasques, dépressions, bancs, etc.) complètement déconnectées du lit mouillé sont méthodiquement examinées. La présence de poissons piégés est systématiquement vérifiée dans les structures encore en eau, et les potentielles structures piégeantes à sec sont rapidement examinées (en présence de cailloux, ceux se trouvant aux points les plus bas sont retournés) afin de vérifier la présence d'un éventuel échouage. Sur les stations où les structures piégeantes ne sont pas ou plus facilement identifiables à cause de leur assèchement et du retrait de la lame d'eau (flaques et micro-dépressions sur les grands bancs de galets notamment), les galets sont retournés ponctuellement, si possible aux points bas identifiés.

Lorsqu'un piégeage est constaté dans une structure encore en eau, le ou les poissons piégés sont identifiés dans la mesure du possible et dénombrés. Si le comptage est rendu trop difficile (par exemple : individus trop nombreux ou individus cachés), le nombre est estimé en fractionnant la surface de l'unité piégeante.

Les truites et les ombres piégés sont systématiquement capturés à l'épuisette et remis dans le cours d'eau.

Lors de la constatation d'un échouage, tous les poissons observés sont identifiés et dénombrés. Lors d'un échouage massif, la zone est prospectée plus intensivement afin de compter le plus de poissons possibles. Si, pour des raisons de temps et de surface à investiguer (notamment le bras à sec de Pont d'Ain), le comptage de tous les poissons échoués n'est pas possible, la surface où l'échouage est le plus dense

est comptabilisée et la mortalité extrapolée à l'ensemble de la station. Dans ce cas, la mortalité totale est surestimée afin de ne pas minimiser l'impact final.

Afin de suivre au mieux la baisse de niveau de l'amont vers l'aval (et afin de ne pas arriver trop tardivement après l'atteinte du Q_{stable} aux stations situées le plus en aval), la prospection des stations doit durer au maximum 1h30. Au contraire, afin de s'assurer de ne rien rater, le temps minimal de prospection, même sur les stations très peu propices à l'échouage-piégeage (berges abruptes, absences de structures piégeantes, etc.), est d'environ 15min.

5.2 Protocole complet

Lors de chaque suivi, une station supplémentaire issue des stations initiales a été suivie avec un protocole plus exhaustif. Le but initial de ce suivi supplémentaire était de calibrer l'échantillonnage qui avait été utilisé pour les suivis précédents. Les stations potentiellement les plus problématiques (Neuville et Pont d'Ain) ont été choisies pour des raisons d'efficience afin de ne pas calibrer inutilement des stations sans échouage ni piégeage. Cela permettait également de ne pas manquer des épisodes de mortalité potentiellement conséquents dans les stations les plus à risque, vu qu'elles n'étaient censées être échantillonnées que lors d'une éclusée sur deux.

Le protocole de suivi est le même, mais en plus approfondi. Notamment, un examen de toutes les structures potentiellement piégeantes a été effectué, en particulier, le retournement de toutes les pierres ainsi que l'identification de toutes les cachettes potentielles dans les structures en eau ou à sec (végétation, racines, anfractuosités, etc.). Le temps passé sur une station était compris entre une et quatre heures en fonction du nombre de poissons piégés ou échoués. En effet, même lorsqu'aucune mortalité n'était observée, le temps minimum passé sur la station était d'une heure.

Il avait été initialement prévu d'échantillonner une seule station deux fois lors de chaque suivi, une fois avec le protocole continu, puis une seconde fois avec le protocole complet. Toutefois, la réalité du terrain a démontré l'inutilité de ce double échantillonnage, car la détection des poissons échoués dépend surtout du temps passé à les chercher et il a été rapidement démontré que la grande majorité des échouages-piégeages (plus de 80%) sont détectés avec le protocole continu. Ceci a d'ailleurs été confirmé en Cotech par Sébastien Aubert (comm. pers.). C'est pour cette raison, qu'il a été décidé par les observateurs d'échantillonner une station supplémentaire en estimant la proportion d'échouage ou de piégeage additionnel.

6. Quantification de la mortalité

6.1 Résultats résumés des suivis

Les résultats d'échouage et de piégeage sont présentés pour les truites uniquement voir Annexe 2 pour les résultats totaux. Le Tableau 2 présente les résultats condensés des 11 campagnes de suivi, avec la date de suivi, les caractéristiques d'éclusée (amplitude et durée) ainsi que le nombre d'alevins de truites retrouvés échoués ou piégés dans les stations originales, « historiques » (Neuville, Pont d'Ain, Priay, Villieu, Chazey, Blyes), et les stations supplémentaires (issues du nouvel échantillonnage). Le nombre de stations (originales / supplémentaires) suivies à

chaque campagne est indiqué dans les deux dernières colonnes. Les campagnes où de l'échouage ou du piégeage ont été observés sont accentués en gras, soient 4 campagnes sur les 11. Il y a eu au total 31 baisses d'éclusées pendant la campagne, dont 17 « vraies » éclusées et 14 baisses inter-éclusées. Les deux suivis supplémentaires post-campagne sont indiqués à la fin du tableau.

Tableau 2 – Observations d'échouage piégeage d'alevins de truite par campagne de suivi et nombre de stations suivies. Dans la première colonne, les chiffres représentent les éclusées suivies sur la moitié des stations (plus le suivi additionnel, voir paragraphe 5.2), et les chiffres précédés de « E » correspondent aux suivis partiels supplémentaire.

	Date	Eclusée ($Q_{\max}-Q_{\min}$)	Gradient ($m^3/s/h$)	Alevins observés		Stations suivies	
				(stations originelles)	(stations suppl.)	Originelles	Supplémentaires
1	23.03	95-28 m³/s	17	47	6	4	17
2	28.03	65-28 m³/s	7	2	3	4	17
E1	29.03	90-40 m ³ /s	9	0	-	2	0
E2	6.04	120-80 m ³ /s	13	0	-	3	0
3	13.04	65-28 m³/s	5	24	2	4	17
4	1.05	120-28 m ³ /s	9	0	0	4	17
E3	8.05	130-65 m ³ /s	13	0	0	2	8
5	14.05	65-28 m ³ /s	7	0	0	3	17
6	17.05	65-12 m³/s	5	1	0	4	17
E4	22.05	65-28 m ³ /s	12	0	0	1	8
7	29.05	28-12 m ³ /s	4	0	0	4	17
		11 éclusées		74	11	6	34
E5	14.06	110-80 m ³ /s	40	0	0	1	3
8	21.06	50-12 m³/s	40	6	0	4	17

6.2 Suivis avec observations d'échouage-piégeage

Sur les 6 stations originelles, 74 truitelles ont été observées échouées ou piégées, dont 73 à pont d'Ain. Il y a eu 5 épisodes d'échouage-piégeage sur un total de 35 épisodes (un épisode représente, une station lors d'une éclusée).

- 23.03.2019 – Pont d'Ain, 47 alevins de truite
- 28.03.2019 – Pont d'Ain, 1 alevin de truite
- 28.03.2019 – Neuville, 1 alevin de truite
- 13.04.2019 – Pont d'Ain, 24 alevins de truite
- 17.05.2019 – Pont d'Ain, 1 alevin de truite

Sur les 34 nouvelles stations, il y a eu 11 truitelles échouées ou piégées. Il y a eu 5 épisodes avec de l'échouage ou du piégeage sur les 135 épisodes.

- 23.03.2019 – Station 28, 3 alevins de truite
- 23.03.2019 – Station 5, 3 alevins de truite
- 28.03.2019 – Station 17, 1 alevin de truite
- 28.03.2019 – Station 21, 2 alevins de truite
- 13.04.2019 – Station 3a, 2 alevins de truite

En dehors de la période critique, le 21.06.2019, 6 alevins de truite ont été observés échoués ou piégés à la station de Pont d'Ain.

L'effet des strates définies au chapitre 4.5 n'a pas pu être démontré, en effet sur les 5 nouvelles stations potentiellement piégeantes pour les truites, 2 stations sont dans la strate à risque moyen (stations 5 et 17), deux dans la strate à risque faible (21 et 28) et une hors strates à l'amont de Pont d'Ain.

6.3 Estimation de la mortalité moyenne par échouage piégeage pour une éclusée

Afin d'estimer la mortalité moyenne lors d'une éclusée avec impact, on multiplie la probabilité (P_{mort}) qu'une éclusée soit impactante (c'est-à-dire qu'il y ait de l'échouage ou du piégeage) par la mortalité (M) observée lors d'un épisode d'échouage-piégeage. On multiplie ensuite cette valeur par le nombre total (N_{tot}) de stations dans la rivière (360 stations de 150 mètres, soit 54 kilomètres) afin d'estimer le nombre de stations problématiques sur la rivière. Ainsi, si la probabilité (P_{mort}) qu'une éclusée soit impactante est de 30%, on s'attend à avoir 108 stations avec des observations de mortalité (360 x 30%).

Comme l'échouage-piégeage est très différent entre les anciennes et les nouvelles stations, (voir paragraphe 6.1), on fait ce calcul dans les deux types de stations en tenant compte de la fréquence (F) de chaque type de station de la Basse Rivière d'Ain. Finalement, on multiplie la mortalité totale par un coefficient (M_{ult}) d'efficacité de l'échantillonnage pour tenir compte de tous les échouages qui n'auraient pas été comptés (voir paragraphe 6.3.1).

La mortalité estimée par échouage-piégeage dans la basse rivière d'Ain est ainsi une fonction de plusieurs paramètres devant être estimés séparément, chacun avec une certaine variabilité (voir ci-dessous) :

$$M_{ult} \times ((P_{mort_ori} \times M_{ori}) * (F_{ori} * N_{tot})) + ((P_{mort_nouv} \times M_{nouv}) * (F_{nouv} * N_{tot}))$$

Ces paramètres sont explicités ci-dessous. Trois variantes (minimale, maximale, et moyenne) sont proposées pour chaque paramètre afin de caractériser l'amplitude de l'incertitude et contraindre la variabilité de l'estimation. On peut ensuite effectuer toutes les combinaisons possibles et ainsi parcourir tous les scénarios de mortalité afin d'estimer une mortalité moyenne ainsi que des scénarios minimaux et maximaux qui soient acceptables.

Remarque statistique

La méthode utilisée pour calculer la mortalité sépare la probabilité d'échouage-piégeage (P_{mort}) de la mortalité observée lors d'un événement où de l'échouage a eu lieu (M). Cette opération permet de minimiser l'effet « d'inflation des zéros » qui rend une estimation par ajustement d'une distribution statistique difficile. Cette inflation, soit un nombre d'observations sans mortalité plus grand que ce qui est attendu dans une distribution statistique, est issue de la combinaison de deux phénomènes distincts, le premier étant qu'une éclusée ne provoque pas de mortalité, l'autre que la mortalité lors d'une éclusée qui en provoque quelque part est nulle lors d'une observation. Une alternative aurait été de combiner les deux paramètres en un seul (mortalité observée effective) et d'ajuster une distribution de type binomiale négative aux données. Comme il y a très peu d'observations avec de la mortalité et que le phénomène d'inflation est réel, l'estimation d'une telle distribution aurait été particulièrement imprécise et cette seconde méthode a été abandonnée.

6.3.1 M_{ult} : multiplicateur de mortalité observée

Ce paramètre considère tous les facteurs faisant que l'échantillonnage ne permet pas d'observer tous les poissons échoués ou piégés dans une station. D'une part, les observateurs ne peuvent pas soulever tous les cailloux de chaque station. D'autre part, la littérature mentionne que certains poissons échoués disparaissent, soit dans le substrat, soit par prédation (Salveit *et al.*, 2001). Finalement, l'échantillonnage n'a été effectué que sur la rive la plus piégeante et non sur les deux rives.

Afin d'estimer la proportion de poissons qui ne sont pas observés à cause du protocole, nous avons calibré l'échantillonnage « continu » (voir paragraphe 5.1) avec un échantillonnage exhaustif où les observateurs passaient une demi-journée sur la station à soulever tous les cailloux (voir paragraphe 5.2). Cette calibration a démontré que l'échantillonnage avec le protocole continu était suffisant pour retrouver entre 80% et 100% des poissons échoués ou piégés sur une station. La raison est que les poissons se concentrent dans des points d'eau résiduels pendant le retrait de la lame d'eau, les observations d'échouage-piégeage sont donc concentrées dans des zones relativement délimitées et faciles à observer.

Nous avons estimé que l'expérience de Salveit *et al.* (2001), qui estime que deux tiers des poissons ne sont pas observables, est la valeur maximale de poissons non-observés pour cause de disparition dans le substrat et de prédation. Selon cette estimation, il faudrait multiplier le nombre de poissons observés par trois pour obtenir l'échouage total. Toutefois, nous avons mis en place un système d'astreinte et de notification pré-éclusées qui a permis d'être sur place directement à la fin de chaque éclusée. Ces mesures ont permis de minimiser l'effet de prédation. De plus, la grande majorité des alevins observés étaient piégés dans des vasques et non échoués dans le substrat (2 alevins échoués pour 83 piégés). Dans un scénario minimal, on pourrait considérer que ce multiplicateur pourrait être égal à un, c'est-à-dire que tous les poissons ont été observés.

La grande majorité des alevins se sont échoués à Pont d'Ain, dans le bras latéral qui a été échantillonné en entier. Par conséquent, l'effet de n'échantillonner qu'une seule rive est marginal. De plus, lorsque les épisodes d'échouage-piégeage dépassaient la longueur fixée de 150 mètres, nous avons inclut les poissons observés à l'aval de la station. Finalement, la mortalité a été estimée en additionnant les poissons échoués et les poissons piégés, alors que ces derniers auraient éventuellement pu survivre en cas de reconnexion de la zone avec le chenal principal lors d'une éclusée suivante.

En combinant ces différentes sources d'incertitudes, on peut convenir de trois variantes de variabilité :

- Variante maximale : multiplication des observations par 4 (les trois quarts des poissons échoués ou piégés n'ont pas été observés)
- Variante moyenne : multiplication des observations par 3
- Variante minimale : multiplication des observations par 2 (la moitié des poissons échoués ou piégés n'a pas été observée)

6.3.2 P_{mort_ori} et P_{mort_nouv} : probabilité d'échouage-piégeage

Ces paramètres sont différents dans les stations originales, sélectionnées pour leur susceptibilité à l'échouage-piégeage, et les nouvelles stations, échantillonnées aléatoirement. Aucun effet des différentes strates n'a pu être observé pour les truites.

Il y a eu 35 épisodes de suivis effectués sur les 6 anciennes stations, avec 11 éclusées suivies. Sur ces 35 épisodes 5 ont provoqué de la mortalité de truites. En faisant l'hypothèse d'une distribution binomiale des observations, on obtient la proportion suivante de probabilité de mortalité sur les stations originales ($P_{\text{mort_ori}}$) : $5/35 = 14\% \pm 6\%$ (voir remarque ci-dessous), avec les variantes suivantes :

- Variante maximale : $P_{\text{mort_ori}} = 20\%$ ($14\% + 6\%$)
- Variante moyenne : $P_{\text{mort_ori}} = 14\%$
- Variante minimale : $P_{\text{mort_ori}} = 8\%$ ($14\% - 6\%$)

Pour les nouvelles stations, 135 épisodes de suivis ont été effectués sur les 34 nouvelles stations, avec 7 éclusées suivies. Sur ces épisodes, 5 ont montré de la mortalité, soit $5/135 = 4\% \pm 2\%$

- Variante maximale : $P_{\text{mort_nouv}} = 6\%$ ($4\% + 2\%$)
- Variante moyenne : $P_{\text{mort_nouv}} = 4\%$
- Variante minimale : $P_{\text{mort_nouv}} = 2\%$ ($4\% - 2\%$)

Remarque sur la variabilité des estimations

La distribution binomiale est la distribution d'une suite par exemple de tirage à pile ou face. Dans ce cas, « pile » représente de l'échouage-piégeage et « face » représente l'absence d'échouage-piégeage. Chaque observation (un suivi d'une station lors d'une éclusée) est considérée comme un tirage. On peut ensuite estimer la probabilité de l'événement (0.5 dans le cas d'un tirage à pile ou face) comme étant le nombre de « pile » divisé par le nombre total de tirage. On peut également estimer la précision de cette estimation qui dépend du nombre de tirages, plus il y a de tirages, plus l'estimation est précise. La formule pour calculer cette précision est la suivante :

$\sqrt{\frac{p(1-p)}{N}}$, avec p la probabilité d'échouage-piégeage et N le nombre d'observations.

6.3.3 M_{ori} et M_{nouv} : mortalité lors d'une éclusée

Afin d'estimer la mortalité moyenne observée lors d'une éclusée avec impact, nous avons séparé les stations originales des nouvelles stations. Il y a eu en tout 85 alevins observés échoués ou piégés, dont 74 dans les stations originales pour 6 épisodes de mortalité et 11 dans les nouvelles stations pour 4 épisodes de mortalité.

La mortalité moyenne lors d'un épisode d'échouage-piégeage dans les stations originelles est de $74/6 = 12.5 \pm 4$ alevins par station.

- Variante maximale : $M_{\text{ori}} = 16.5$ alevins par éclusée avec impact ($12.5 + 4$)
- Variante moyenne : $M_{\text{ori}} = 12.5$ alevins par éclusée avec impact
- Variante minimale : $M_{\text{ori}} = 8.5$ alevins par éclusée avec impact ($12.5 - 4$)

La mortalité moyenne lors d'un épisode d'échouage-piégeage dans les nouvelles stations est de $11/5 = 2.2 \pm 0.8$ alevins par station.

- Variante maximale : $M_{\text{nouv}} = 3.0$ alevins par éclusée avec impact ($2.2 + 0.8$)
- Variante moyenne : $M_{\text{nouv}} = 2.2$ alevins par éclusée avec impact
- Variante minimale : $M_{\text{nouv}} = 1.4$ alevin par éclusée avec impact ($2.2 - 0.8$)

Remarque sur la variabilité des estimations

Les épisodes d'échouages-piégeages dans les stations originales ne suivent pas une distribution normale, de plus le faible nombre d'observations rend difficile et imprécis l'exercice de faire correspondre une distribution paramétrique à ces observations.

Afin d'évaluer la variabilité de cette estimation, nous avons donc utilisé une distribution empirique de la moyenne par ré-échantillonnage, c'est-à-dire que nous avons tiré aléatoirement 6 valeurs de mortalité parmi les mortalités observées, puis calculé la moyenne de ce tirage aléatoire. Nous avons répété cet exercice 10'000 fois afin d'obtenir une distribution empirique de la moyenne. La variabilité a ensuite été estimée par l'écart interquartile, avec le premier quartile comme valeur minimale et le troisième quartile comme valeur maximale.

Pour les nouvelles stations, nous avons considéré que la moyenne d'une distribution quelconque se rapproche d'une distribution normale quand le nombre d'observations est « assez grand » (théorème central limite, Fox *et al.* 2015), ainsi l'erreur standard sur la moyenne est de ± 0.8 pour les nouvelles stations.

Pour les stations originelles, l'écart-type avec cette estimation serait de ± 8 . Vu le faible nombre d'observations et leur distribution inégale, l'augmentation de variabilité est attendue par rapport à la distribution empirique.

Pour comparaison, le même exercice effectué sur les observations de 2013 à 2018 donne une valeur moyenne de 11 ± 2 avec la méthode empirique et 11 ± 3 alevins avec la méthode approximative de la distribution moyenne. Ces mesures confirment la pertinence d'utiliser la distribution empirique pour l'estimation 2019, dont la variabilité semble plus proche des valeurs historiques que son alternative par estimation d'une distribution normale.

6.3.4 F_{ori} et F_{nouv} : représentativité des stations (originales et nouvelles)

Avec 73 observations d'échouage-piégeage sur les 85 observations totales, Pont d'Ain semble être la station la plus impactante pour les alevins de truite et les autres stations sont plus marginalement impactantes. Pont d'Ain une station sur 40, donc 2.5%. Afin d'être conservatif, cette valeur a été doublée pour nos estimations de variantes.

Dans les nouvelles stations, seules 5 stations sur 34 sont à risque d'échouage-piégeage, soit environ 15%.

En tenant compte de ces chiffres, nous avons estimé que la proportion de la rivière correspondant aux anciennes stations devrait se situer entre 5% et 15%, soit entre 18 et 54 sites avec haut risque d'échouage-piégeage. Ces valeurs sont probablement conservatives, car seuls une dizaine de sites sur l'ensemble de la rivière ont été identifiés jusqu'à maintenant.

- Variante maximale : $F_{ori} = 15\%$, donc $F_{nouv} = 85\%$ (54 sites impactants sur la rivière)
- Variante moyenne : $F_{ori} = 10\%$, donc $F_{nouv} = 90\%$ (36 sites impactants sur la rivière)
- Variante minimale : $F_{ori} = 5\%$, donc $F_{nouv} = 95\%$ (18 sites impactants sur la rivière)

6.4 Calculs de mortalité en fonction des différentes variantes

Il y a 729 combinaisons de variantes possibles (3 à la puissance 6), la mortalité moyenne par éclusée est d'environ 300 ± 150 alevins échoués par éclusée. Les scénarios extrêmes sont compris entre 50 et 1000 alevins par éclusée (voir annexe

3, chapitre 13). Cette mortalité est ensuite multipliée par le nombre d'éclusées observées pendant la période critique (voir paragraphe 6.5).

6.5 Éclusées durant la période de suivi

On considère que chaque éclusée suivie est représentative de toutes les éclusées et qu'il n'y a pas d'effet éclusée. C'est une estimation conservatrice, car seules quelques éclusées sont problématiques pour les truites. En effet, nous n'avons pas pu mettre en évidence d'effet de gradient ou d'amplitude pour la mortalité des salmonidés. Seules deux éclusées ont montré une mortalité relativement importante, les deux premières baisses au débit plancher de 28 m³/s ayant suivi des périodes de relativement hauts débits sur une période relativement longue (plus d'une semaine).

Afin d'estimer la mortalité totale, on multiplie donc la mortalité moyenne par le nombre d'éclusées, soit 17 éclusées « simples », c'est-à-dire avec des baisses continues, et 14 baisses « inter-éclusées », soit lors d'éclusées avec des phases de baisses entrecoupées de paliers (baisses agrégées). Il est également possible de faire 3 variantes

- Variante maximale : 31 éclusées sur la période de suivi (toutes les baisses sont impactantes)
- Variante moyenne : 24 éclusées sur la période de suivi (toutes les éclusées sont impactantes, mais seulement la moitié des baisses inter-éclusées).
- Variante minimale : 17 éclusées sur la période de suivi (les baisses inter-éclusées ne sont pas problématiques)

6.6 Mortalité totale pendant la période post-émergence (de fin mars à fin mai)

En multipliant la mortalité par éclusée (300 ± 150 alevins) par le nombre d'éclusées selon la variante retenue (variante maximale, moyenne ou minimale, voir chapitre précédent), il est possible d'estimer la mortalité totale pendant la période d'émergence des truites. **Le Erreur ! Source du renvoi introuvable.** résume les 729 différentes variantes (3 à la puissance 6), avec les minimum et maximum absolus étant les valeurs extrêmes de mortalité estimées selon l'ensemble des 729 scénarii, et les minimum et maximum statistiques étant calculés selon la moyenne ± l'écart type de la distribution des mortalités.

Tableau 3 - mortalité estimée en fonction des différents scénarios (la variante en gras est la variante moyenne).

	1 éclusée	17 éclusées	24 éclusées	31 éclusées
Minimum absolu	45 alevins	759 alevins	1 071 alevins	1 384 alevins
Maximum absolu	972 alevins	16 524 alevins	23 328 alevins	30 132 alevins
Moyenne	284 alevins	4 829 alevins	6 817 alevins	8 805 alevins
Minimum statistique	129 alevins	2 199 alevins	3 104 alevins	4 010 alevins
Maximum statistique	439 alevins	7 458 alevins	10 530 alevins	13 600 alevins

En considérant le scénario moyen sur 24 éclusées, on peut considérer qu'il y a en moyenne environ 7000 ± 2000 alevins de truites qui sont échoués ou piégés chaque année pendant la période de mars à mai. Cette mortalité doit être mise en regard de la grande mortalité, environ 95% de la mortalité des alevins de truites émergents, dont le nombre peut être estimé de différentes manières (voir chapitre 7).

7. Estimation de la taille de la population

On peut estimer la taille de la population de truite en se basant sur les données du cycle de vie de la truite, voir Figure 3 et Chapitre 3.

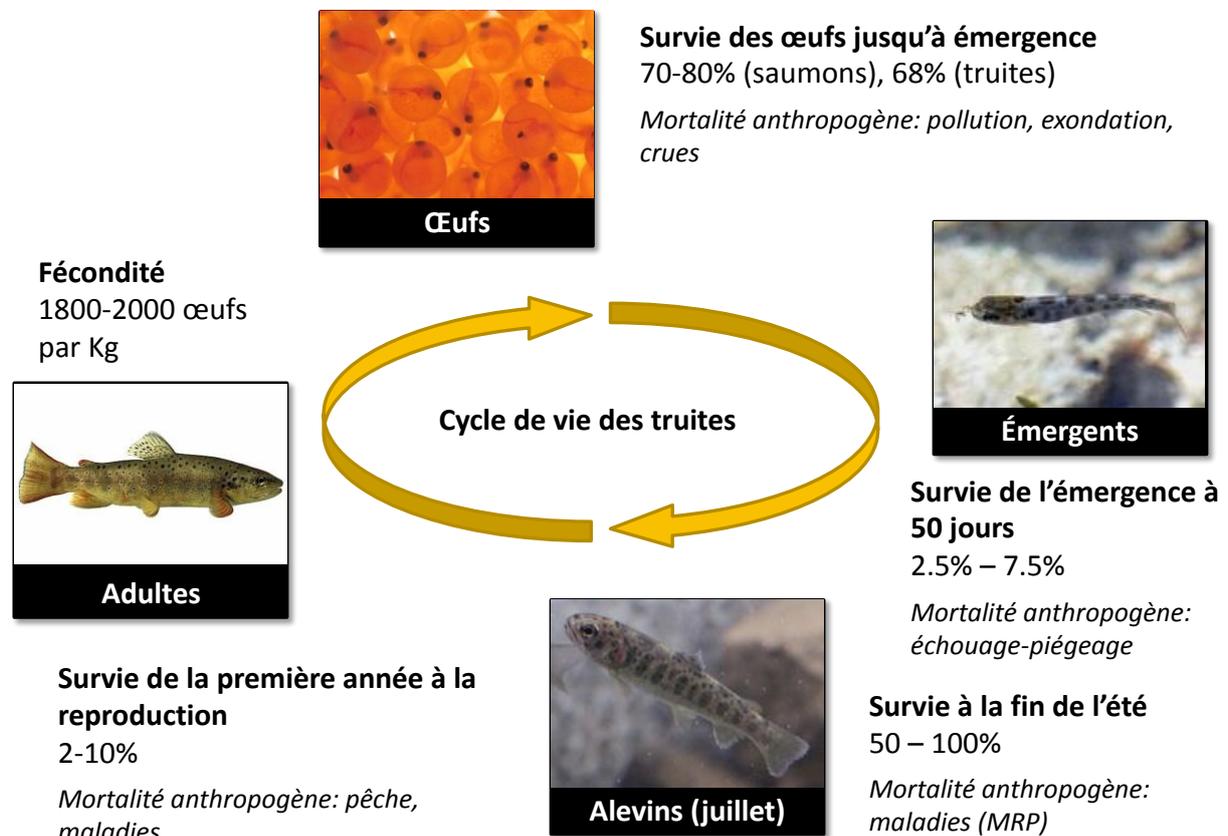


Figure 3 - cycle de vie de la truite et mortalités en fonction des stades vitaux

7.1 Frayères

Environ 75 frayères sont observées chaque année dans la basse rivière de l'Ain sur les six à huit sites suivis, à savoir : Neuville, Oussiat (à l'amont du radier), Pont d'Ain, Gévrieux (à l'aval du pont) Villieu (à l'amont du pont SNCF), Chazey (en rive droite) et Blyes (à l'amont du pont) et à Port Galland. (ECOTEC, 2018).

Il est donc réaliste de considérer que la population de la basse rivière de l'Ain est constituée d'au minimum 100 femelles, car seule une petite partie de la rivière est échantillonnée pendant ces campagnes, et qu'un certain nombre de tributaires sont connus pour leur reproduction.

Il avait été décidé d'effectuer un suivi exhaustif des frayères en hélicoptère couplé à du terrain, malheureusement les conditions météo de l'hiver 2018/2019 ne l'ont pas permis.

7.2 Pêches électriques

Chaque année, des suivis de reproduction par pêches électriques sont effectuées. Ces pêches ont pour but de vérifier le succès de la reproduction de l'année et

d'estimer la mortalité estivale. Les données issues de ces pêches permettent une estimation approximative de la taille de la population en extrapolant la densité de truitelles à l'ensemble de la rivière. Nous avons utilisé deux techniques (voir présentation COTECH 15, novembre 2018) pour estimer la taille de la population, une estimation basée sur la densité et une estimation basée sur le nombre d'individus au mètre linéaire de rivière. En combinant ces observations sur les différents secteurs suivis et en comparant les valeurs de juin-juillet avec celles d'octobre, nous avons pu estimer le nombre de truitelles en mai, après la période critique (voir également la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- Juillet 2016 : 11 000 ± 3 000 truitelles (donc 16 000 truitelles en mai)
- Juin 2017 : 25 000 ± 5 300 truitelles (donc 30 000 truitelles en mai)
- Juin 2018 : 19 000 ± 7 000 truitelles (donc 23 000 truitelles en mai)

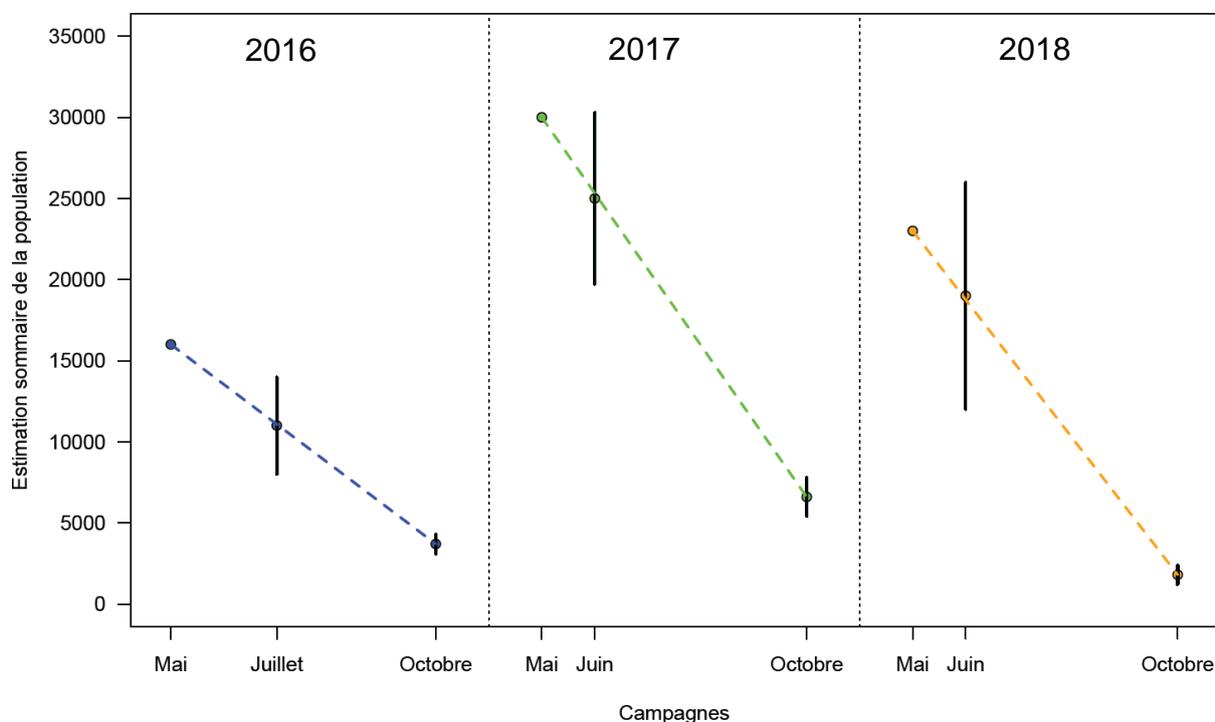


Figure 4 - estimation de la population de truitelles "estivales" dans la Basse Rivière d'Ain et extrapolation de la population d'alevins ayant survécu à la période critique post-émergence.

Ces estimations sont des ordres de grandeur, car l'échantillonnage sous-estime la taille de la population car il est non-exhaustif et que les sites échantillonnés sont généralement favorables à la reproduction de truites. Toutefois ces chiffres nous permettent de faire des hypothèses sur la population de truites, hypothèses qui peuvent être confrontées aux autres estimations.

En assumant que la mortalité totale (toutes causes confondues) pendant la période critique est de 95%, que les femelles pondent environ 2000 œufs, dont 75% vont survivre jusqu'à l'émergence, on peut estimer la taille de la population émergente à 300-600 mille alevins, soient 200 à 400 femelles (200 femelles x 2000 œufs x 75% de survie = 300'000 alevins émergents ; 300'000 alevins x 95% de mortalité = 15'000 truitelles en mai).

7.3 Plongées de l'IRSTEA

Dans le cadre du suivi de la Basse Rivière d'Ain, l'Irstea a effectué des plongées et des pêches électriques sur environ 6 kilomètres de rivière. Ils ont observé 15 truites dans des secteurs relativement représentatifs de la rivière avec une densité de truites moyenne. Selon les responsables du suivi Nicolas Lamouroux et Dominique Courret, environ $\frac{1}{4}$ des individus peuvent être détectés selon cette méthode. Ces chiffres sont similaires à ceux de la littérature qui considèrent que la détection est de 50% environ dans des rivières de plus petite taille (Young, 2001). En transposant ces taux de détection à l'ensemble de la rivière (soit 54 kilomètres) on arrive à une estimation de la population de truites adultes d'environ 540 individus ($54/6 \times 15 \times 4$), donc entre 200 et 300 femelles. Cette estimation est acceptable, car la population de truites est probablement plus importante à l'amont et moins importante à l'aval.

7.4 Avis d'experts

Selon les avis d'experts, il est peu probable que la population de truites de la basse rivière de l'Ain soit aussi peu importante que 100 femelles.

7.5 Taille vraisemblable de la population de truites et d'alevins émergents

Il est probable, selon les estimations précédentes, que la population de truites de la Basse Rivière d'Ain soit comprise entre 400 et 600 individus, soit entre 200 et 300 femelles, en considérant également les scénarios extrêmes de 100 et de 400 femelles, on peut estimer le nombre possible d'alevins émergents. En l'absence de suivi des reproducteurs de la rivière, l'estimation de leur taille a été effectuée par avis d'expert. Patrick Durand, directeur d'Ecotec et pêcheur de la rivière, a estimé que les femelles adultes en période de reproduction doivent peser au moins un kilo en moyenne. Ainsi, en considérant que les femelles de la population pèsent un kilo et peuvent potentiellement chacune pondre 2000 œufs dont 75% vont émerger, on s'attend à une population entre 150'000 alevins émergents (100 femelles) et 600'000 alevins émergents (400 femelles).

8. Estimation de l'impact

8.1 Alevins de truites

L'impact de l'échouage-piégeage sur la population de truites correspond à la proportion d'alevins échoués ou piégés sur l'ensemble de la population d'alevins émergents. En effet, lors de la période critique post-émergence, une certaine proportion d'alevins va être soumise à de l'échouage ou du piégeage et c'est ce que nous avons quantifié. C'est également ce qui a été fait dans d'autres études, notamment sur la Dordogne et la Maronne (Lascaux, 2008 ; Cazeneuve, 2009).

L'impact est ainsi directement lié à la taille de la population d'alevins émergents, elle-même liée à l'estimation du nombre de femelles dans la rivière (voir chapitre 7). Le tableau 4 présente les mortalités moyennes, minimum et maximum des 729 modèles estimés en fonction du nombre d'éclusées causant de la mortalité (voir paragraphe 6.5) et la taille de la population (voir chapitre 7). Les scénarios minima et maxima sont des extrema statistiques, à savoir correspondant à la moyenne plus ou moins l'écart-type de la distribution de mortalité.

Ces distributions de mortalité sont basées sur les scénarios définis au paragraphe 6.3. La Figure 5 représente un exemple d'une telle distribution avec une population de femelles adultes de 200 individus ainsi qu'un scénario moyen de 24 éclusées problématiques pendant la période critique.

Tableau 4 - Pourcentages de mortalité en fonction du nombre de femelles dans la population et du nombre d'éclusées problématiques.

	17 éclusées	24 éclusées	31 éclusées
Pourcentages de mortalité : 100 femelles (150K alevins)			
Moyenne	3.2%	4.5%	5.9%
Minimum	1.5%	2.1%	2.7%
Maximum	5.0%	7.0%	9.1%
Pourcentages de mortalité : 200 femelles (300K alevins)			
Moyenne	1.6%	2.3%	2.9%
Minimum	0.7%	1.0%	1.3%
Maximum	2.5%	3.5%	4.5%
Pourcentages de mortalité : 300 femelles (450K alevins)			
Moyenne	1.1%	1.5%	2.0%
Minimum	0.5%	0.7%	0.9%
Maximum	1.7%	2.3%	3.0%
Pourcentages de mortalité : 400 femelles (600K alevins)			
Moyenne	0.8%	1.1%	1.5%
Minimum	0.4%	0.5%	0.7%
Maximum	1.2%	1.8%	2.3%

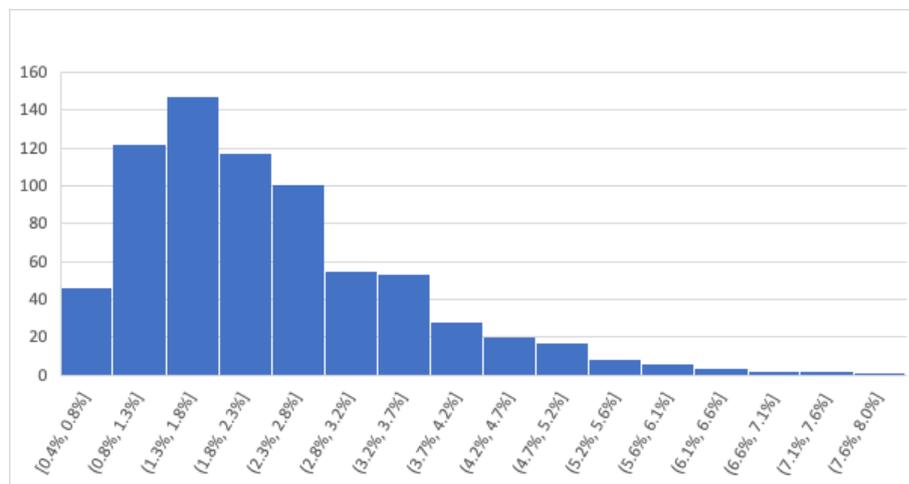


Figure 5 - Distribution de l'impact avec une population de 200 femelles et 24 éclusées. Chaque rectangle bleu correspond au nombre d'estimations comprises dans l'intervalle de mortalité. Ainsi le premier rectangle correspond à une quarantaine d'observations (sur 729) avec une mortalité comprise entre 0.4 et 0.8%. Le plus grand nombre d'estimations est compris entre 0.8 et 2.8% et la mortalité maximale est comprise entre 7.6 et 8%.

8.2 Alevins d'ombres

Il n'a pas été possible d'effectuer les mêmes calculs avec la population d'ombres car les observations confirmées concernant la mortalité cette espèce sont trop peu nombreuses au cours de la période considérée.

En effet, la taille des alevins piégés a laissé des doutes aux observateurs de terrain et des analyses génétiques additionnelles (prises en charge par EDF) ont montré l'absence d'ombres dans les échantillonnages génétiques. Ce constat confirme qu'il est difficile d'affirmer à partir d'une observation de terrain si un piégeage d'alevins concerne des ombres communs sans avoir pratiqué une détermination génétique.

8.3 Cyprinidés et autres espèces

L'impact sur les cyprinidés n'est pas estimable précisément, d'une part car les différentes espèces ne sont généralement pas distinguables *in situ* au stade d'alevins, d'autre part car les cycles de vie des différentes espèces peuplant la Basse Rivière d'Ain sont peu documentés dans la littérature et n'ont pas fait l'objet d'un suivi suffisant. On peut toutefois comparer les observations et les données de la littérature pour faire une estimation sommaire.

Il y a eu environ 15 000 observations d'échouages de cyprinidés lors de la période critique pour les truites (entre le 23 mars et le 29 mai), pour comparaison, il y a eu 85 truites échouées ou piégées pendant la même période. Donc une mortalité potentiellement 200 fois plus importante pour ces espèces que pour les truites. Cette mortalité est à mettre en regard de la pluralité des espèces présentes (une dizaine d'espèces environ), de leur abondance beaucoup plus élevée et de leur fécondité très importante.

En effet, selon les estimations des pêches électriques et des plongées effectuées par l'Irstea, il y a environ 300 fois plus de cyprinidés et d'autres espèces que de truites (ombre non compris). De plus, les femelles de cyprinidés sont beaucoup plus fécondes que les femelles de salmonidés, par exemple les gardons et les hotus peuvent pondre entre 50 000 et 100 000 œufs par année (Bruslé et Quignard, 2001), soit plus de 20 fois la fécondité d'une truite adulte. Il semble donc que si l'impact est mesuré pour les truites pendant la période critique, alors il devrait également l'être pour les cyprinidés.

Une mortalité d'environ 15 000 cyprinidés a également été observée lors des deux suivis de juin (un suivi partiel le 14 juin et un suivi complet le 21 juin), indiquant une potentielle augmentation de l'impact avec l'augmentation de la reproduction de ces espèces.

9. Discussion et conclusion

L'importante mobilisation effectuée cette année a permis de répondre à de très importantes questions sur l'impact de l'échouage-piégeage sur la faune piscicole.

Premièrement, la mortalité des alevins de truite pendant la période critique post-émergence a pu être extrapolée à l'ensemble de la rivière et l'impact direct est faible. En effet, la mortalité par échouage-piégeage est estimée entre 1.5% et 2.5% pour des scénarios moyens. De plus, cette mortalité se passe pendant la période critique entre l'émergence et 50 jours quand les alevins ont épuisé leurs réserves vitellines et

subissent une forte mortalité (environ 95%) liée à l'échec de parvenir à l'autonomie alimentaire (Armstrong & Nislow, 2006 ; Beverton & Holt, 1957 ; Elliott, 1989 ; Hjort, 1914 ; Li & Mathias, 1987).

Cette estimation a été faite avec des hypothèses conservatives afin de ne pas minimiser l'impact. De plus, même les modèles les plus alarmistes indiquent des mortalités maximales inférieures à 10%. Ces estimations de mortalité correspondent aux chiffres observés dans d'autres rivières. Ainsi, dans la Maronne une mortalité de 50 000 alevins a été estimée pour une population de saumon de 325 femelles adultes pondant chacune entre 4 000 et 5 000 œufs, soit environ 1.5 millions d'œufs (Lascaux et al. 2008). On peut ainsi calculer que si 75% des œufs survivent jusqu'à l'émergence, il y a eu 50 000 œufs sur un million qui ont souffert d'échouage-piégeage, soit 5% de mortalité.

Aucun effet de la morphologie sur le risque d'échouage-piégeage n'a pu être mis en évidence. Premièrement, l'analyse sur les différentes strates ne montre pas d'effet de la proportion de rivière exondée, au contraire, la strate avec plus de 25% d'exondation n'a pas subi de mortalité d'alevins de truites. De plus, seuls quelques sites, dont la station de Pont d'Ain, semblent provoquer de la mortalité d'alevins de truites et cela à cause d'une morphologie particulière. Ces constatations semblent indiquer que les gradients utilisés en 2019 sont fonctionnels pour les alevins de truites pour la majeure partie du linéaire, ce qui correspond aux recommandations de l'OFEV pour la gestion des éclusées en Suisse (OFEV, 2017).

L'impact de la mortalité par échouage-piégeage des ombres et des autres espèces, n'est pas directement estimable, mais les chiffres semblent indiquer que l'impact est moins important que pour les truites.

Si un impact aigu de mortalité directe ne semble pas se vérifier, il ne faut pas négliger l'aspect chronique des éclusées sur l'ensemble de l'écosystème. En effet, il existe des impacts potentiels liés au stress hydraulique, à la détérioration de l'habitat et à l'impact sur la faune benthique. Ces impacts probables, mais non documentés dans ce cas, pourraient affaiblir la population de truite et la rendre moins résiliente aux diverses menaces pesant sur elle, en particulier toutes les problématiques liées au réchauffement climatique ainsi qu'aux maladies associées à ces changements comme la maladie rénale proliférative.

Il est aussi important de relever que si les éclusées sont relativement bénignes en termes de mortalité directe durant la période post-émergente des truites, des piégeages et échouages de truites ont été observés en juin à Pont d'Ain. La morphologie particulièrement piégeante de ce site étant probablement liée à la présence d'un seuil ainsi qu'au dépôts artificiels de gravier, il semble opportun de réfléchir à des mesures morphologiques pour les stations les plus problématiques de la rivière qui ne bénéficient pas d'une dynamique alluviale naturelle. Il serait également intéressant d'envisager la prolongation des conditions de protection des salmonidés pour diminuer l'impact potentiel sur les autres espèces.

Sébastien Nusslé (Dr ès sci.), Julien Bergé (Dr ès sci.), Dorian Baan,
Amael Paillex (Dr ès sci.) et Patrick Durand (Directeur)
ECOTECH Environnement SA / septembre 2019.

10. Bibliographie

- Armstrong, J.D. and Nislow, K.H. (2006) Critical habitat during the transition from maternal provisioning in freshwater fish, with emphasis on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology* 269, 403–413
- Aubert, S. *et al.* (2013) *Suivi des échouages et piégeages de 2009 à 2012 sur la basse rivière d'Ain*,
- Auer, S. *et al.* (2017) Effects of riverbank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of the Total Environment* 575, 1515–1521
- Bell, E. *et al.* (2008) Salmonid fry stranding mortality associated with daily water level fluctuations in trail bridge reservoir, Oregon. *N Am J Fish Manage* 28, 1515–1528
- Bergé, J. (2017) *Suivi frayères 2016/2017 – Risques d'exondation*,
- Baglinière, J. and Maisse, G. (2002) La biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la rivière Scorff, Bretagne: une synthèse des études de 1972 à 1997. *INRA Production Animale* 15, 319–331
- Beverton, R.J.H. and Holt, S.J. (1957) *On the dynamics of exploited fish populations*, Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food.
- Borsuk, M.E. *et al.* (2006) Assessing the decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Swiss rivers using a Bayesian probability network. *Ecol. Model.* 192, 224–244
- Bradford, M.J. (1997) An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 13, 395–401
- Bruder, A. *et al.* (2016) A conceptual framework for hydropeaking mitigation. 568, 1204–1212
- Bruslé, J. and Quignard, J.P. (2001) *Biologie des poissons d'eau douce européens*, Editions Tec & Doc.
- Bryner, A. (2011) (2011) Hydroélectricité et écologie – Fiche d'information.
- Bureau Suisse de Conseil pour la Pêche (FIBER) «L'effet d'éclusées». (2009), 8 p.
- Cazeneuve, L. *et al.* (2009) Etude de l'impact écologique des éclusées sur la rivière Dordogne.
- Courret, D. (2015) Problématique des impacts de la gestion par éclusées des aménagements hydroélectriques sur les populations de poissons : caractérisation des régimes d'éclusées et du niveau de perturbation hydrologique.
- Crisp, D.T. (1981) A desk study of the relationship between temperature and hatching time for the eggs of five species of salmonid fishes. *Freshwater Biol* 11, 361–368
- Dauwalter, D. *et al.* (2013) *A pilot study of fish stranding on the South Fork Boise River, 2012*, (1st edn) Routledge.
- ECOTEC (2018) Compte rendu. Suivi des frayères de truites de la rivière d'Ain. Synthèse des campagnes. Hiver 2017-2018
- Elliott, J.M. (1984) Numerical Changes and Population Regulation in Young Migratory Trout *Salmo trutta* in a Lake District Stream, 1966-83. *J Anim Ecology* 53, 327–350
- Elliott, J.M. (1989) The critical- period concept for juvenile survival and its relevance for population regulation in young sea trout, *Salmo trutta*. *J. Fish Biol.* 35, 91–98
- Elliott, J.M. (1993) The pattern of natural mortality throughout the life cycle in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta* L. *Fish. Res.* 17, 123–136

- Elliott, J.M. and Hurley, M.A. (1998) An individual-based model for predicting the emergence period of sea trout fry in a Lake District stream. *J. Fish Biol.* 53, 411–433
- Fox, G.A. *et al.* (2015) *Ecological Statistics*, Oxford University Press.
- Hjort, J. (1914) Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research. *Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 20, 237 p.
- Hvidsten, N. (1985) Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *J. Fish Biol.* 27, 711–718
- Johnsson, J.I. *et al.* (1999) Territorial competition among wild brown trout fry: effects of ownership and body size. *J. Fish Biol.* 54, 469–472
- Jungwirth, M. and Winker, H. (1984) The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and Brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture* 38, 315–327
- Kalinkat, G. *et al.* (2017) Flagship umbrella species needed for the conservation of overlooked aquatic biodiversity. *Cons. Biol.* 31, 481–485
- Kobler, B. (2004), Effects of treated wastewater on trout: A case study of a Swiss river.
- Lascaux, J. *et al.* (2008) *Cartographie des zones d'échouages-piégeages de la Maronne en aval de l'usine hydroélectrique de Hauteffage et essai d'estimation des mortalités totales d'alevins de salmonidés sur le cours d'eau*,
- Li, S. and Mathias, J.A. (1987) The critical period of high mortality of larvae fish - a discussion based on current research. *Chin. J. Oceanol. Limnol.* 51, 80–96
- Lobon-Cervia, J. and Sanz, N. (2018) *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, John Wiley & Sons Ltd.
- Nagrodski, A. *et al.* (2012) Fish stranding in freshwater systems: sources, consequences, and mitigation. *J. Environ. Manage.* 103, 133–141
- OFEV (2012) Assainissement des éclusées – Planification stratégique.
- OFEV (2017) Éclusées – Mesures d'assainissement.
- Ojanguren, A.F. and Braña, F. (2003) Thermal dependence of embryonic growth and development in brown trout. *J. Fish Biol.* 62, 580–590
- Saltveit, S.J. *et al.* (2001) Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropowering. 17, 609–622
- Schmutz, S. *et al.* (2013). Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – *Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten*. BMFLUW, Vienne : 183 p.
- Young, R. G., and J. W. Hayes (2001) Assessing the accuracy of drift-dive estimates of brown trout (*Salmo trutta*) abundance in two New Zealand rivers: A mark-resighting study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*: 269-275.
- Young, P.S. *et al.* (2011) Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Rev Fish Biol Fisheries* 21, 713–731

11. Annexe 1 – stations

12. Annexe 2 – résultats détaillés des campagnes d'échouage-piégeage

13. Annexe 3 – liste de tous les scénarios de mortalité
