



Service public
de **Wallonie**

**DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE AGRICULTURE,
RESSOURCES NATURELLES ET ENVIRONNEMENT
DEPARTEMENT DE LA NATURE ET DES FORETS**

CONVENTION D'ETUDE RELATIVE A LA REHABILITATION DU SAUMON ATLANTIQUE DANS LE BASSIN DE LA MEUSE

Rapport final de convention février 2018 - janvier 2019

REALISATION PAR LES EQUIPES UNIVERSITAIRES



UNIVERSITÉ DE LIEGE

J.P. BENITEZ,

A. DIERCKX, S. RENARDY, B.NZAU MATONDO, J.C. PHILIPPART, M. OVIDIO (coordinateur)

Service de Biologie du Comportement
Unité de recherches FOCUS - Freshwater and Oceanic sScience Unit of reSearch
Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie (LDPH)
22 quai E. Van Beneden, 4020 Liège

UNIVERSITÉ DE NAMUR

R. MANDIKI, A. ERRAUD, P. KESTEMONT

Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE)
Rue de Bruxelles, 61 – 5000 Namur

Table des matières

INTRODUCTION	1
PARTIE A : Actions réalisées par l'Université de Liège sur la période février 2018- janvier 2019	2
ACTION 1. INTERCEPTION DES GÉNITEURS DE SAUMONS ET TRUITES DE MER DANS L'AXE MEUSE-OURTHE ET POURSUITE DU MONITORING CONTINU DE LA PASSE À POISSONS DE LIXHE (ULIEGE).....	3
1.1 Contrôle des remontées dans la grande échelle à poissons de Lixhe sur la Meuse en 2018	4
1.1.1 Conditions de réalisation de l'étude	5
1.1.2 Description générale des captures	6
1.1.3 Analyse spécifique des captures en 2018.....	7
1.1.4 Evolution historique des captures de 1999 à 2018 pour quelques espèces cibles dans la GE	14
1.2 Contrôle des remontées dans l'échelle des Grosses Battes (Angleur) sur l'Ourthe en 2018	18
1.2.1 Conditions de réalisation de l'étude	19
1.2.2 Description générale des captures	20
1.2.3 Analyse spécifique des captures en 2018.....	21
1.3 Bilan des remontées de salmonidés en 2018 dans le bassin de la Meuse et évolution temporelle.....	23
1.3.1 Bilan 2018	23
1.3.2 Evolution historique des captures de salmonidés adultes en migration de remontée.....	25
ACTION 2. MONITORING DE LA PETITE ÉCHELLE À POISSONS DE LIXHE POUR LA CAPTURE DES ANGUILLES EUROPÉENNES (ANGUILLES JAUNES) DURANT LEUR MIGRATION VERS L'AMONT (ULIEGE)	32
2.1 Contrôle des remontées dans la petite échelle à poissons de Lixhe sur la Meuse en 2018	33
2.1.1 Conditions de réalisation de l'étude	34
2.1.2 Résultats multi-espèces en 2018	34
2.1.3 Résultats de l'anguille européenne en 2018	35
2.1.4 Bibliographie	39
ACTION 3. CARACTERISATION DES COMPORTEMENTS DE REMONTEE DES POISSONS DANS L'AXE FORME PAR LA MEUSE, EN AMONT DU BARRAGE DE LIXHE, VIA LES BARRAGES DE MONSIN ET D'IVOZ-RAMET ET FORME PAR LA BASSE OURTHE EN AMONT DU BARRAGE D'ANGLEUR/ GROSSES BATTES (ULIEGE)	40
3.1 Présentation des sites et du système de détection automatique	41
3.1.1 Mise en place du programme de suivi RFID en Meuse liégeoise	41

3.1.2	Description du réseau de détection RFID en Meuse liégeoise	42
3.2	Conditions environnementales pour l'année 2018.....	46
3.3	Caractérisation en 2018 de la migration de remontée dans l'axe Meuse entre Lixhe, Monsin, Ivoz-Ramet et Grosses Battes de poissons marqués par puce RFID à Lixhe	48
3.3.1	Résultats 2018 : détections totales des poissons marqués en 2018	48
3.3.2	Résultats au niveau du barrage de Monsin (Meuse).....	49
3.3.3	Résultats au niveau du barrage des Grosses Battes (Ourthe)	50
3.4	Bilan 2010-2018 de la migration de remontée dans l'axe Meuse entre Lixhe, Monsin, Ivoz-Ramet et Grosses Battes de poissons marqués par puce RFID à Lixhe	53
3.4.1	Taux de détection en amont de Lixhe	53
3.4.2	Mesure d'efficacité de la passe à poissons de Monsin (Meuse)	55
3.5	Conclusions	60
ACTION 4. CARACTERISATION DE LA DEVALAISON DES SMOLTS DE SAUMONS ET TRUITES DE MER DANS LA BASSE OURTHE A MERY AU PRINTEMPS 2018 AU COURS D'UNE DOUZIÈME SAISON DE PIEGEAGE (ULIEGE)		62
4.1	Présentation du site d'étude et méthode de capture	63
4.2	Conditions environnementales	65
4.2.1	Régime hydrologique.....	65
4.2.2	3.2.2. Régime thermique	66
4.3	Bilan général des captures toutes espèces confondues.....	67
4.4	Caractéristiques de la population des smolts de saumon atlantique	69
4.4.1	Classes de tailles.....	69
4.4.2	Périodicité des captures au printemps 2018	69
4.4.3	Etat sanitaire des smolts capturés à Méry.....	71
4.5	Caractéristiques de la population des smolts de truite commune	71
4.5.1	Classes de tailles.....	71
4.6	Synthèse globale des résultats basée sur les suivis au cours des douze années de piégeage.....	73
4.6.1	Bilan des smolts « semi-sauvages »	73
4.6.2	Bilan des smolts déversés sous-forme « smolt »	77
ACTION 5. SUIVI TÉLÉMÉTRIQUE DE COMPORTEMENTS DE DÉVALAISON DE SMOLTS DE SAUMONS ATLANTIQUES ENTRE MÉRY ET LA CONFLUENCE AVEC LA MEUSE (ULIEGE)		81
5.1	Contexte général de l'étude.....	82
5.2	Matériel et méthodes.....	83
5.2.1	Site d'étude.....	83
5.2.2	Marquages et déversements des smolts de saumon atlantiques	86
5.2.3	Techniques de suivis comportementaux des smolts de saumon atlantiques	88

5.2.4	Analyses comportementales.....	90
5.3	Résultats.....	92
5.3.1	Description des comportements individuels de dévalaison des smolts radio-marqués	92
5.3.2	Définition des zones de concentration.....	103
5.3.3	Utilisation des voies de passage	105
5.3.4	Efficacités de l'exutoire de dévalaison de Méry.....	107
5.3.5	Délai de franchissement associé à chaque voie de passage	107
5.3.6	Influence des conditions environnementales et variables morphologiques sur le comportement de dévalaison.....	108
5.3.7	Patrons de migration après le passage de Méry.....	110
5.4	Conclusions	112
PARTIE B : Actions réalisées par l'Université de Namur sur la période février 2018- janvier 2019		122
ACTION 6. RÉALISATION DE PÊCHES DE CONTRÔLE AUTOMNALES DANS LE SAMSON, COURS D'EAU REPEUPLÉ EN JEUNES SAUMONS D'ÉLEVAGE (UNAMUR)		123
6.1	Réalisation de pêches de contrôle automnales dans le Samson, cours d'eau repeuplé en jeunes saumons d'élevage	124
ACTION 7. EFFET DU STADE DE REPEUPLEMENT SUR LE FITNESS DES ORGANISMES (UNAMUR)		127
7.1	Effet du stade de repeuplement sur le fitness des organismes.....	128
7.1.1	Introduction	128
7.1.2	Matériel et méthodes.....	128
7.1.3	Résultats et discussion.....	131
7.1.4	Conclusion.....	135
ACTION 8. CONSOLIDATION DU COEFFICIENT A DÉFINIE POUR LE SAMSON (UNAMUR)		136
8.1	Consolidation du coefficient A définie pour le Samson	137
ACTION 9. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'EFFICACITÉ DES MODÈLES D'INCUBATEURS DE TERRAIN (UNAMUR)		138
9.1	Analyse bibliographique de l'efficacité des modèles d'incubateurs de terrain.....	139
9.1.1	Justification et objectif	139
9.1.2	Modèles d'incubateurs de terrain.....	140
9.1.3	Importance de la composition substrat et du gradient hydraulique	148
9.1.4	Conclusions	153
ACTION 10. ÉLABORATION ET GESTION D'UNE CRYOBANQUE DE SPERME DE SAUMON MEUSE (UNAMUR+ SPW)		155
10.1	Élaboration et gestion d'une cryobanque de sperme de saumon Meuse.....	156

10.1.1	Introduction	156
10.1.2	Gestion actuelle des cuves de cryoconservation	156
10.1.3	Développement de la structure de la cryobanque saumon	156
ACTION 11. RÉDACTION D'UNE BROCHURE CONTEXTUALISANT L'ÉTAT D'AVANCEMENT DU « PROJET SAUMON MEUSE » (UNAMUR – SPW -ULIEGE).....		159

INTRODUCTION

Le présent rapport d'activités intègre les travaux des deux équipes universitaires de Namur et de Liège dans la cadre de la convention relative à la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse.

Comme les années antérieures, nous tenons à remercier collectivement toutes les personnes et institutions qui ont accordé leur appui financier et/ou logistique à la réalisation des études et actions décrites dans ce rapport et ont ainsi contribué à la progression du projet ' Saumon Meuse'. Nous remercions spécialement M. René Collin, Ministre wallon de l'Agriculture, de la Nature, de la Ruralité, du Tourisme, des sports et des infrastructures sportives, qui a accepté d'accorder la subvention 2017-2018 aux équipes universitaires. Nos remerciements s'adressent aussi aux Services concernés du Service Public de Wallonie (SPW) qui ont participé au projet d'une manière ou d'une autre. Il s'agit spécialement de la DGARNE (Direction de la Nature et des Forêts, Directeur général B. QUÉVY; Service Chasse et Pêche, Directeur P. VILLERS), de la DG02 (Direction générale opérationnelle « Mobilité et Voies hydrauliques A. GILLET), de la DGO3 (Direction des Cours d'Eau non Navigables, P. Orban ; Service d'Etudes Hydrologiques-SETHY, P. DIERICKX).

Nous remercions aussi particulièrement l'équipe du Service de la Pêche de la DNF, représenté par son Directeur X. ROLLIN ainsi que ses agents sur le terrain. Nous remercions aussi toute l'équipe du CoSMos d'Erezée pour leur collaboration très appréciée et pour l'appui aux contrôles des pièges de capture (coordination Y. NEUS).

Merci à tous les membres du comité d'accompagnements du projet pour leur participation active aux réunions.

Référence du rapport

BENITEZ, J.P., DIERCKX, A., RENARDY, S., NZAU MATONDO, B., PHILIPPART, J.C., MANDIKI, R., ERRAUD, A., KESTEMONT, P., OVIDIO, M. (2019). Rapport final annuel 2019 au Service Public de Wallonie (DGARNE/DNF-SP) de la Subvention 2018-2019 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse. Université de Liège et Université de Namur, 159 pages.

PARTIE A

Actions réalisées par l'Université de Liège sur la période
février 2018- janvier 2019

**ACTION 1. INTERCEPTION DES GÉNITEURS DE SAUMONS ET TRUITES
DE MER DANS L'AXE MEUSE-OURTHE ET POURSUITE DU
MONITORING CONTINU DE LA PASSE À POISSONS DE LIXHE (ULIEGE)**

1.1 Contrôle des remontées dans la grande échelle à poissons de Lixhe sur la Meuse en 2018

Le barrage de Lixhe, construit en 1980, est le premier barrage en Meuse belge, situé à 323km en amont de la Mer du Nord (Fig.1). Le barrage avec une Dh (différence de hauteur) de 8m et équipé de 6 vannes mobiles, a pour vocation la navigation ainsi que la production d'hydroélectricité par le biais de 4 turbines situées en rive droite, avec une capacité de turbinage maximum de 340 m³/s (23000 KW). A sa construction en 1980, une première passe à poissons (P1, Fig.2) a été aménagée au centre du barrage entre le rejet des turbines et les vannes mobiles. La seconde passe à poissons installée en rive droite (P2, Fig.2), a été construite en 1998, afin de favoriser le passage vers l'amont de grands migrateurs avec un débit de fonctionnement plus important (1m³/s). Sa configuration est de type « passe à bassins à échancrures latérales » et elle est associée à un débit d'attrait de 3,5m³/s (Da, Fig.2) afin d'augmenter son attractivité. Le piège consiste en une cage de capture installée dans le bassin le plus amont de la passe (PC₂, Fig.2).

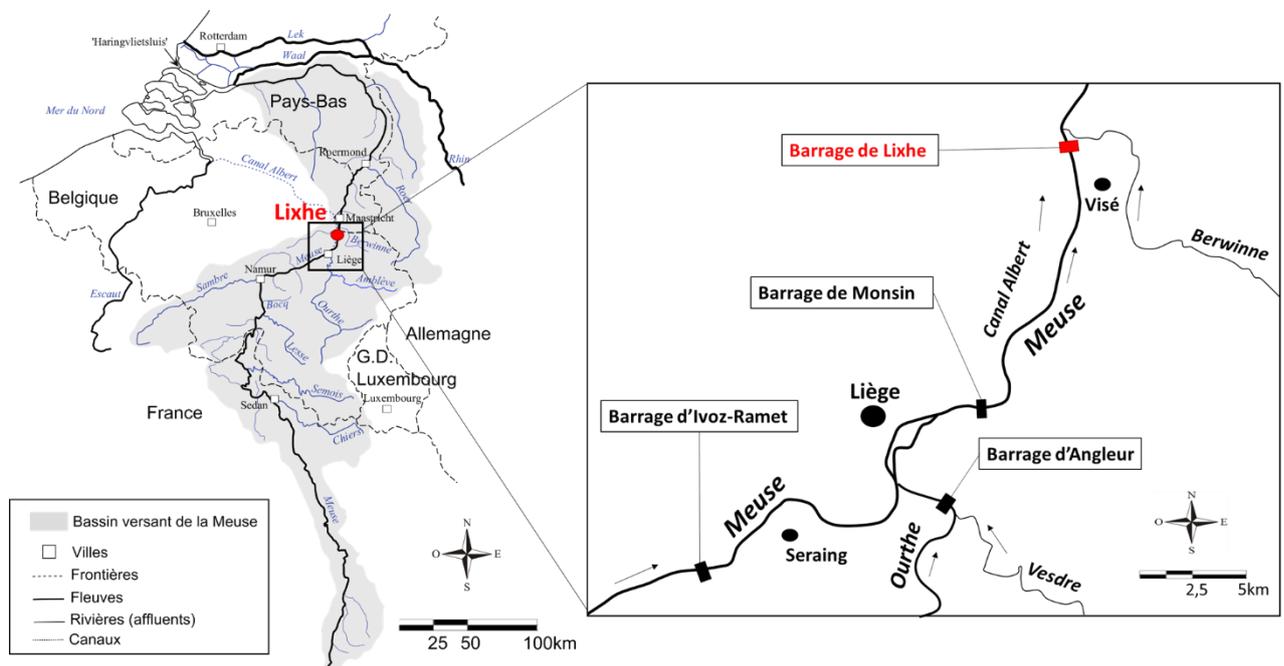


Fig.1 : Schéma du bassin hydrographique de la Meuse avec un zoom sur la basse Meuse et la localisation du barrage de Lixhe

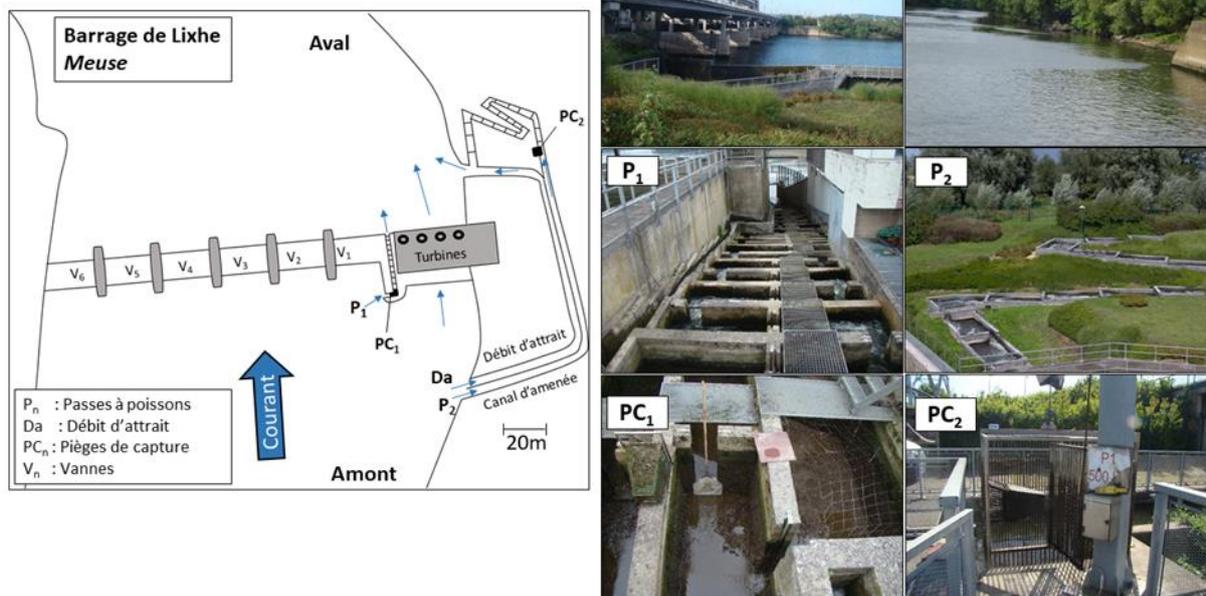


Fig.2 : Schéma du barrage de Lixhe sur la Meuse à gauche et à droite, les photos du barrage, de l’aval du barrage, des deux passes à poissons et de leur piège à capture

1.1.1 Conditions de réalisation de l’étude

Les contrôles de la grande échelle à poissons (GE) en 2018 (20^{ème} année consécutive) ont été réalisés du 04 janvier au 31 décembre 2018 (n=111 contrôles).

Régimes de débit et de température

Les débits et températures de la Meuse à Lixhe sont disponibles grâce aux relevés du SETHY-SPW (Fig.1) et à des enregistrements en continu de la température de l’eau spécialement mis en place par l’ULiège sur le site de Lixhe.

En 2018 (Fig.3), le débit de la Meuse est élevé durant le mois de janvier où l’on enregistre un débit moyen de 850 m³/s. Le débit redescend sous le seuil de 400 m³/s mi-février, pour ensuite diminuer progressivement jusque mi-juillet sous le seuil de 50m³/s jusque début décembre avec un débit moyen de 35m³/s. Nous observons trois pics successifs fin 2018, le premier le 4 décembre avec 371 m³/s, le second le 10 décembre avec 529 m³/s et le troisième le 25 décembre avec 740 m³/s.

Début 2018, on enregistre des températures moyennes de la Meuse inférieures à 10°C jusqu’au 2 avril. Ensuite, la température monte progressivement pour atteindre 18°C fin avril. La température entre fin mai et fin septembre est supérieure à 20°C avec un pic à 26,8°C le 7

août. On enregistre durant le mois d'octobre une température moyenne de 16°C suivi d'une nette diminution fin octobre où la température de l'eau repasse sous le seuil des 10°C jusque fin de l'année.

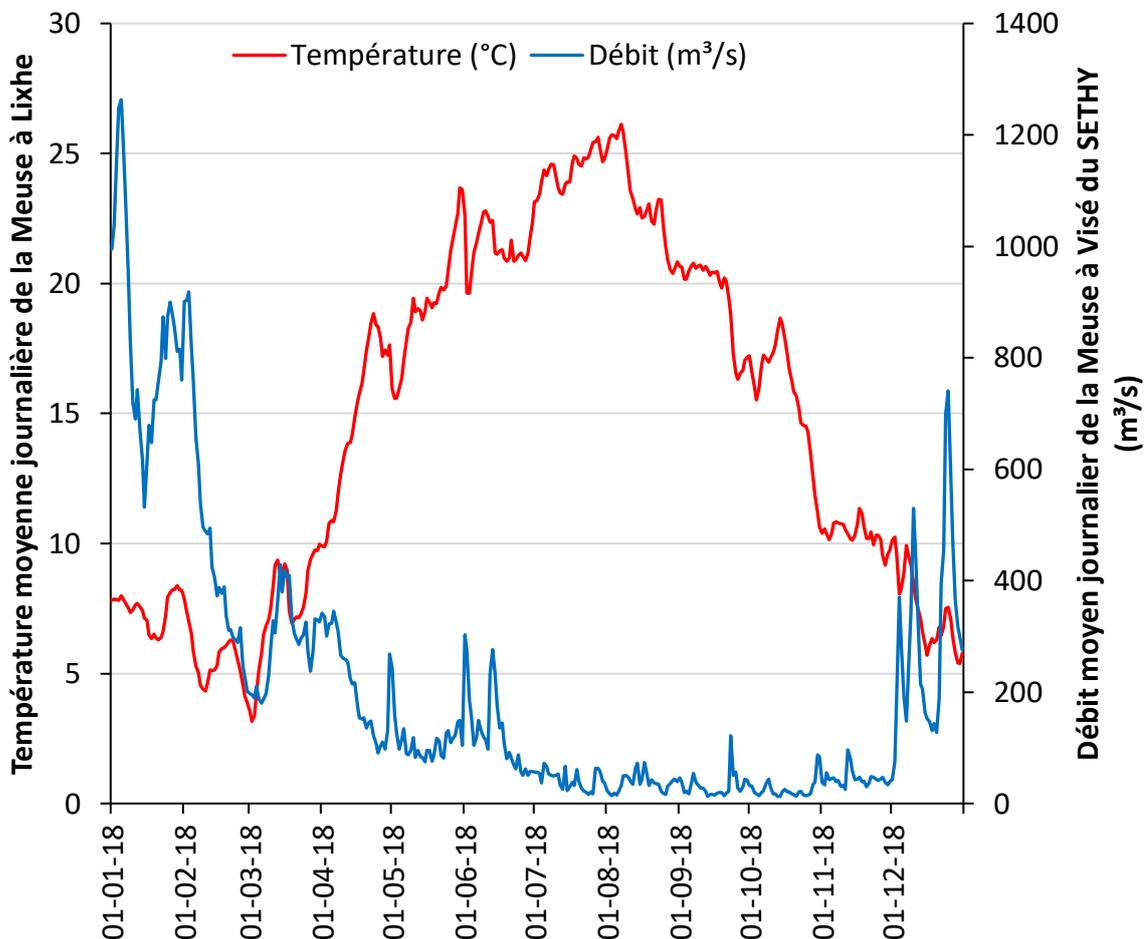


Fig.3 : Température (°C) et débits moyens journaliers (m³/s) de la Meuse à Visé-Lixhe en 2018 (source : SETHY SPW pour le débit).

1.1.2 Description générale des captures

Les résultats des captures de 2018 sont synthétisés dans le tableau 1. Le nombre total de captures dans la grande échelle à poissons de Lixhe en 2018 s'élève à n=1017 poissons pour une biomasse totale de 1003,1kg. On dénombre 18 espèces différentes dont 5 espèces non indigènes (2 espèces de gobie, le silure, la carpe koi et l'aspe). Les espèces rhéophiles représentent 14,5% des captures. L'espèce la plus abondante est le gardon avec N=713 individus, suivie du la brème commune (n=112), l'aspe (n=54), le chevaine (n=30) et le silure (n=28).

Tableau 1 : Statistiques des captures des poissons au sein de la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe en Meuse entre janvier et décembre 2018.

Espèces	N	Biomasse (kg)	Taille (mm)		
			Moy.	Min.	Max.
Saumon atlantique	12	49,8	732	372	930
Truite commune	23	51,4	528	346	733
Barbeau	10	27,2	578	498	661
Hotu	17	12,9	364	265	450
Chevaine	30	25,7	382	287	641
Ide mélanote	2	2,3	403	276	529
Aspe*	54	82,4	503	405	730
Total rhéophiles	145	247,6			
Gardon	713	275,2	267	164	432
Brème bordelière	2	0,3	207	200	214
Brème commune	112	155,4	426	248	555
Carpe	4	45,7	719	515	894
Carpe koi*	2	4,7	467	458	475
Tanche	1	2,1	475	475	475
Brochet	1	3,2	710	710	710
Perche	3	0,1	140	132	155
Silure*	28	268,7	1038	860	1300
Gobie à tâche noire*	2	0,0	113	103	122
Gobie de Kessler*	1	0,0	135	135	135
Total non rhéophiles	871	755,5			
Total général	1017	1003,1			

1.1.3 Analyse spécifique des captures en 2018

1.1.3.1 Saumon atlantique

Les captures de saumons atlantique dans la GE de Lixhe en 2018 s'élevèrent à **n=12 pour une biomasse de 45,2kg** (Tableau 1). En 2018 (Tableau 2), on observe deux vagues de capture, la première vague entre le 4 mai et le 22 juin avec 10 individus capturés durant cette période à des températures comprises entre 16,0°C et 21,3°C (moyenne de capture de 18,6°C). Les débits enregistrés lors des différentes captures sont compris entre 69,5m³/s et 133,7m³/s avec un débit moyen de capture de 84,4m³/s (Fig.4 et 5). Une seconde vague de capture est observée entre le 5 octobre et le 21 octobre 2018 à des températures respectivement de 16,0°C et de 15,7°C (température moyenne de capture de 15,8°C). Ces captures automnales interviennent à des débits anormalement faibles pour cette période de 13,7m³/s et 12,8m³/s avec un débit moyen de capture de 13,3m³/s. Les analyses génétiques réalisées par l'équipe

de l'UCL indiquent que les saumons capturés à Lixhe sont de **souche Loire-Allier** (>90%) mais un individu est également porteur de souches Irlandaise (61%) et Ecossoise (14%).

Tableau 2 : Liste des saumons adultes (n=12) capturés dans la passe à poissons du barrage de Lixhe au cours de l'année 2018.

Date	T (°C)	Débit (m³/s)	Oxygène (mg/l)	% sat. O ₂	Taille (LF, mm)	Poids (g)	Sexe	Souche (analyse (DNA))
04-05-18	16,0	97,8	7,8	79%	930	8100	F	Loire-Allier
04-05-18	16,0	97,8	7,8	79%	674	2697	M	Loire-Allier
04-05-18	16,0	97,8	7,8	79%	372	3898	F	Loire-Allier
06-05-18	17,0	133,7	-	-	631	2018	M	Loire-Allier
13-05-18	18,9	83,3	-	-	872	6050	F	Loire-Allier
20-05-18	19,2	116,8	-	-	796	4541	M	Loire-Allier
21-05-18	19,6	112,2	-	-	770	4464	M	Loire-Allier
26-05-18	21,3	108,5	-	-	754	4105	F	Irl-LA-Ecosse
22-06-18	20,9	69,5	6,9	76%	681	2534	M	Loire-Allier
22-06-18	20,9	69,5	6,9	76%	692	2887	M	Loire-Allier
05-10-18	16,0	13,7	6,6	67%	880	5226	F	Loire-Allier
21-10-18	15,7	12,8	-	-	757	3303	F	Loire-Allier

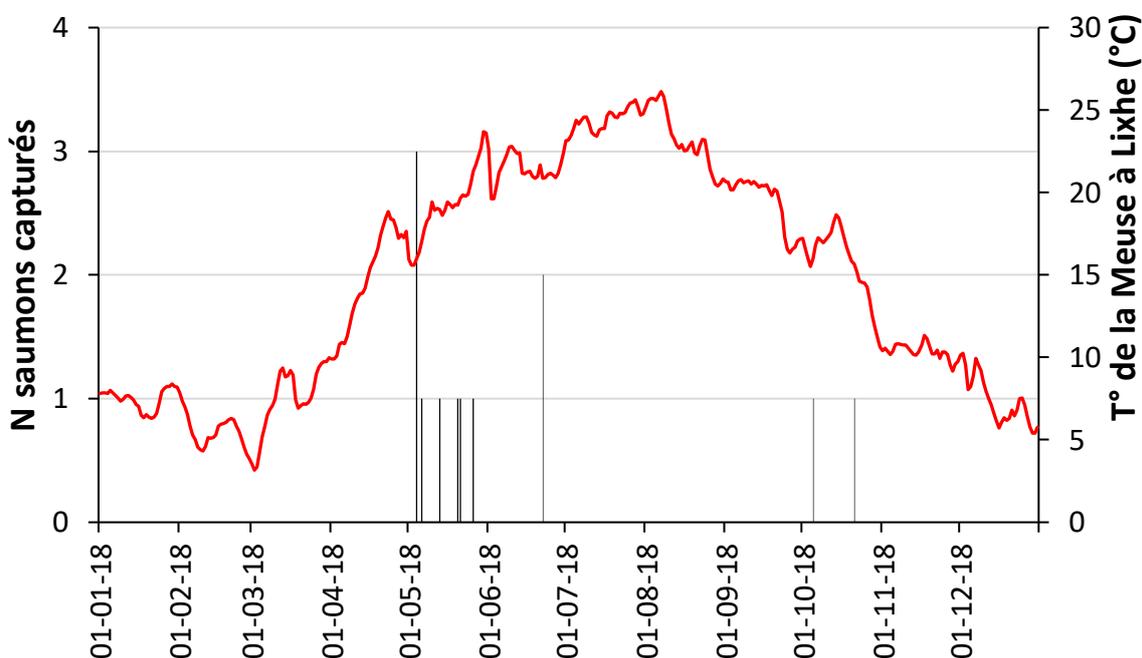


Fig.4 : Répartition des captures de saumons atlantiques à Lixhe en fonction de la température de la Meuse en 2018.

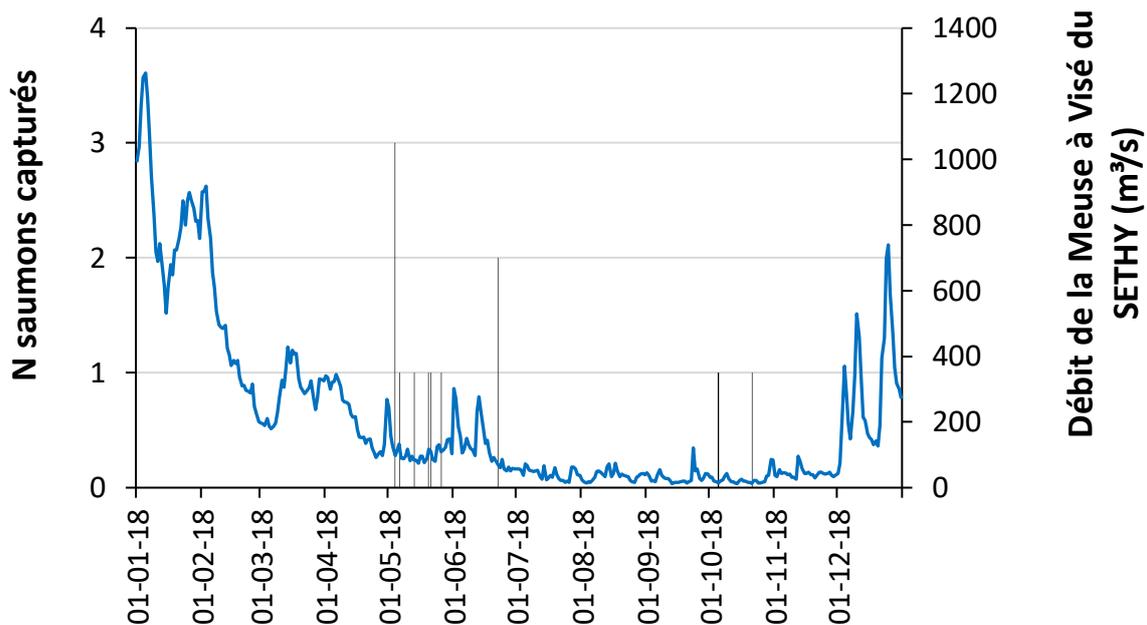


Fig.5 : Répartition des captures de saumons atlantiques à Lixhe en fonction du débit de la Meuse en 2018.



Fig.6 : Saumon atlantique capturé dans la passe à poissons de Lixhe le 04 mai 2018 (930mm – 8100g).
(Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).



Fig.7 : Saumon atlantique capturé dans la passe à poissons de Lixhe le 22 juin 2018 (681mm – 2534g).
(Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).



Fig.8 : Saumon atlantique capturé dans la passe à poissons de Lixhe le 21 octobre 2018 (757mm – 3303g). (Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).

1.1.3.2 Truite de mer et de rivière

En 2018, on enregistre la capture de n=23 truites communes dans la grande échelle de Lixhe pour une biomasse de 51,4Kg (Tableau 3). Les individus capturés en 2018 ont une taille min. de 346mm, une taille max. de 733mm et une taille moyenne de 528mm. Le poids moyen des individus capturés en 2018 est de 1619g.



Fig.9 : Truite de mer capturée dans la passe à poissons de Lixhe le 25 juin 2018 (683mm – 4839g). (Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).

Tableau 3 : Liste des truites communes adultes (n=23) capturées dans la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe au cours de l'année 2018.

	T° (°C)	Débit (m ³ /s)	Taille (mm, lf)	Poids (g)	Sexe	Observation
13-05-18	18,94	83,28	535	2112	?	Erezée
17-05-18	19,29	95,21	423	1097	F	Erezée
19-05-18	19,26	87,81	438	976	F	Erezée
30-05-18	23,69	148,90	420	1012	?	Erezée
30-05-18	23,69	148,90	346	543	-	Marquage RFID
31-05-18	23,61	104,30	417	982	?	Erezée
31-05-18	23,61	104,30	427	1234	?	Erezée
31-05-18	23,61	104,30	417	982	?	Erezée
31-05-18	23,61	104,30	520	2019	M	Erezée
05-06-18	21,20	104,71	435	1289	?	Erezée
05-06-18	21,20	104,71	432	950	M	Erezée
16-06-18	21,24	135,36	636	3063	M	Erezée
17-06-18	21,30	144,42	610	2866	M	Erezée
18-06-18	20,99	108,28	520	2049	?	Erezée
18-06-18	20,99	108,28	647	3750	?	Erezée
21-06-18	21,65	81,45	348	539	F	Erezée
21-06-18	21,65	81,45	650	3325	F	Erezée
25-06-18	21,18	56,83	683	4839	F	Erezée
26-06-18	21,05	51,11	680	4380	M	Erezée
29-06-18	21,72	57,93	733	4676	M	Erezée
13-07-18	23,42	25,79	620	2985	M	Erezée
06-11-18	10,78	45,58	500	1649	F	Erezée
03-12-18	9,55	197,06	700	4101	M	Erezée

En 2018 pour la période printemps-été, le nombre de captures s'élève à 21 individus entre le 13 mai et le 13 juillet, soit 91% des captures de truites. En automne, on enregistre la capture de seulement 2 individus, ce qui représente 9% des captures à Lixhe, le 6 novembre et le 3 décembre. Les températures de capture sont comprises entre 9,5°C et 23,7°C avec une moyenne de 20,7°C. On observe que 18 individus ont été capturés à des températures supérieures à 20°C, ce qui représente 78% de l'effectif capturé. Les débits enregistrés lors des captures sont compris entre 25,8m³/s et 197,1 m³/s avec un débit moyen de 99,3m³/s. Sur l'ensemble des truites capturées en 2018, 1 individu a été marqué avec un transpondeur RFID en vue de leur détection dans les échelles en amont (voir action 3-ULiège) et 22 individus ont été transférés à la pisciculture d'Erezée en vue de réaliser des reproductions artificielles.

1.1.3.3 Cyprinidés rhéophiles

(a) Barbeau

Les captures de barbeaux en 2018 s'élèvent à 10 individus dans la GE de Lixhe. Les captures ont été réalisées entre le 9 avril et le 4 juin à des températures comprises entre 12,7°C et 20,3°C. Il s'agit majoritairement d'individus reproducteurs et leur capture est associée au passage de la température de l'eau au-dessus des 14-15°C qui marque le début de l'activité de ponte.

(b) Chevaine

Les remontées de chevaines s'élèvent à un effectif de 30 individus dont la taille est comprise entre 287 mm et 681mm pour une biomasse de 25,7kg. Les captures s'étalent sur une période comprise entre le 10 avril et le 13 août à des températures moyennes journalières comprises entre 13,2°C et 24,4°C (T° moyenne de capture 17,1°C).

(c) Hotu

En 2018, on dénombre la capture de 17 hotus adultes de 265 – 450 mm pour une biomasse 12,9kg, qui ont été capturés entre le 22 mars à 7,4°C et le 2 mai à 15,6°C (température moyenne de capture = 11,1°C) dans la grande échelle de Lixhe. Il s'agit certainement d'individus en migration de reproduction.

(d) Aspe

Dans la GE, on enregistre en 2018 la capture de 54 aspes adultes de 405 – 730 mm pour une biomasse de 82,4kg entre le 20 avril et le 9 juillet à des températures comprises entre 15,6°C et 24,6°C (température moyenne de capture = 19,5°C).

(e) Ide mélanote

On enregistre la capture de deux ides adultes de 276 mm (290g) et de 529 mm (2036g) dans la GE respectivement le 11 avril (t°= 13,6°C) et le 2 mai (t°=15,6°C).

1.1.3.4 Cyprinidés ubiquistes et limnophiles

(a) Gardon

On enregistre une forte augmentation du nombre de captures de gardons dans la GE avec 713 individus en 2018, contre 29 en 2017. Les captures dans la GE sont observées entre le 19 janvier et le 23 septembre à des températures comprises entre 6,5°C et 22,6°C avec plusieurs pics de capture où n>100 individus ont été capturés par jour : le 13/04, le 16/04 et le 21/09.

(b) Brèmes commune et bordelière

On observe une forte diminution des captures de brèmes communes comme déjà constaté en 2016 et 2017 avec un effectif de 112 individus capturés en 2018. Les captures de brèmes communes sont observées entre le 28 mars et le 23 novembre à des températures comprises entre 9,6°C et 22,3°C (T° moyenne = 17,3°C). En 2018, deux brèmes bordelières ont été capturées dans la GE, le 20 avril (T=17,4°C) et le 25 avril (T=18,3°C).

(c) Carpe commune et tanche

En 2018, 4 carpes ont été capturées entre le 23 avril et le 4 juin dans la GE de Lixhe à des températures comprises entre 16,0°C et 23,7°C. Seule une tanche a été capturée le 24 avril 2018 avec une taille de 475mm à une température de 18,4°C.

1.1.3.5 Autres espèces et espèces non-natives

(a) Perche fluviatile

En 2018, nous enregistrons la capture de 3 individus dans la GE avec une taille moyenne de 129mm. La période de capture est comprise entre le 4 septembre et le 7 septembre à des températures comprises entre 20,1°C et 20,8°C.

(b) Brochet

On observe un seul individu en 2018, le 3 avril. Cet individu a été retrouvé mort à côté d'un bassin aval de la passe. Sa taille était de 710mm.

(c) Silure

On enregistre la capture de 28 individus dans la GE de 860 mm à 1300mm pour une biomasse totale de 268,7 kg en 2018. La période de capture des silures s'étale du 23 avril au 13 août à des températures comprises entre 18,4°C et 24,8°C.

(d) Carpe Koi

On dénombre deux captures de carpe koi (taille = 475mm et 458mm), le 7 mai et le 4 juin à des températures respectives de 17,8°C et 20,4°C.

(e) Gobies à tâche noire et de Kessler

Le 4 septembre, trois individus ont été capturés dans la cage de la GE. Bien que l'observation de gobie dans la passe soit régulière via les fenêtres d'observation de la passe, les individus capturés par la cage sont rares à cause du maillage trop grand pour la capture de petits

individus. Parmi les 3 individus, on retrouve deux gobies à tâche noire (tailles : 103mm et 122m) et un gobie de Kessler avec une taille de 135mm. La capture d'un individu de gobie de Kessler représente la première occurrence au sein des passes à poissons de Lixhe depuis le début des contrôles.

1.1.4 Evolution historique des captures de 1999 à 2018 pour quelques espèces cibles dans la GE

(a) *Saumons atlantiques et truites communes*

Le nombre de captures de saumons s'élève à 179 individus capturés entre 2000 et 2018, avec un nombre record de 53 saumons capturés en 2015 dans la GE de Lixhe (Fig.10). On observe une tendance à l'augmentation des captures ces 5 dernières années. Néanmoins en 2018, le nombre de capture de saumon (n=12) est plus faible par rapport aux trois dernières années. Ces résultats peuvent s'expliquer par un débit anormalement faible durant cet automne 2018 qui a certainement empêché les migrations de saumon en automne.

Pour la truite commune, on enregistre un nombre record de 41 individus en 2016 et sur l'ensemble de la période de contrôle, on totalise 307 truites. On observe une stabilisation des captures de truites communes depuis 2014 avec un effectif compris entre 22 et 41 individus capturés par année.

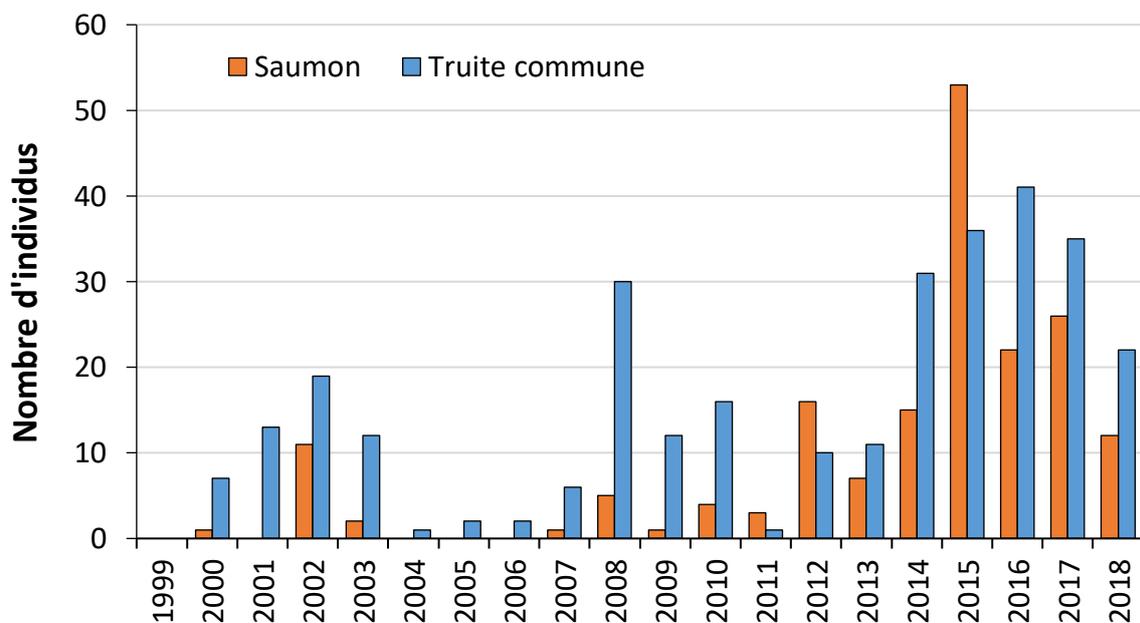


Fig.10 : Tendence d'évolution de 1999 à 2018 du nombre de saumons et de truites capturés en remontée dans la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse.

(b) Cyprinidés rhéophiles

On enregistre entre 1999 et 2018, la capture de n=647 chevaine, n=334 barbeaux et n=304 hotus. On note une forte variabilité dans les captures de barbeaux, avec un maximum de 44 individus en 2012, et un minimum avec 4 individus en 1999 et 2007 (Fig.11). Les captures de chevaines sont également très variables au cours de cette période, on remarque tout de même une tendance à la diminution depuis 2005 jusque 2011 où l'on observe une légère augmentation pour atteindre une quarantaine d'individus en 2015 et 2016. Cette augmentation est ensuite suivie d'une diminution des captures en 2017 avec seulement 7 individus capturés et puis d'une augmentation en 2018 avec 30 individus. A noter que 2005 reste l'année où l'on comptabilise le plus grand nombre de chevaines avec 81 individus. Depuis la première année complète de monitoring en 1999, on observe une augmentation des captures de hotus jusqu'en 2004, année au cours de laquelle on observe la capture de 59 individus, suivie d'une importante diminution jusqu'en 2011 où aucun individu n'a été capturé. Cependant depuis 2012, on enregistre une légère progression des captures pour atteindre un effectif de 17 hotus en 2018.

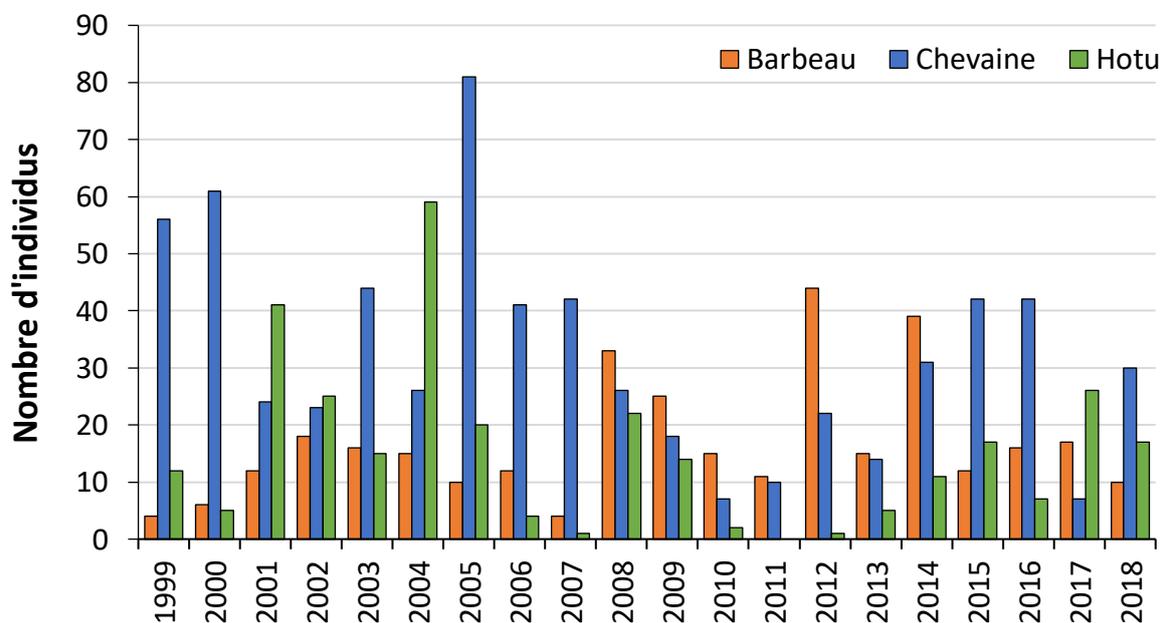


Fig.11 : Tendence d'évolution de 1999 à 2018 du nombre de barbeaux, de chevaines et de hotus capturés en remontée dans la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse.

(c) Gardon et brème commune

Pour le gardon, la première année de monitoring en 1999 représente l'année record en termes de nombre d'individus capturés avec 1754 individus (Fig.12). Ensuite, dès 2000 jusque 2017, ce nombre d'individus par année diminue fortement et fluctue entre 2 individus en 2007 et 322 individus en 2016. Les captures de gardon en 2018 sont importantes avec 713 individus capturés, ce qui en fait la deuxième année record de capture gardon dans la grande échelle de Lixhe. Pour la brème commune, avec un effectif total de 15.583 individus, les captures sont généralement constantes de 1999 à 2011 avec plus de 500 individus capturés par année et une année record de 2154 individus capturés en 2005. A partir de 2012, une diminution progressive des captures est observée, avec une stabilisation depuis 2016 du nombre d'individus par année à plus ou moins 100 individus.

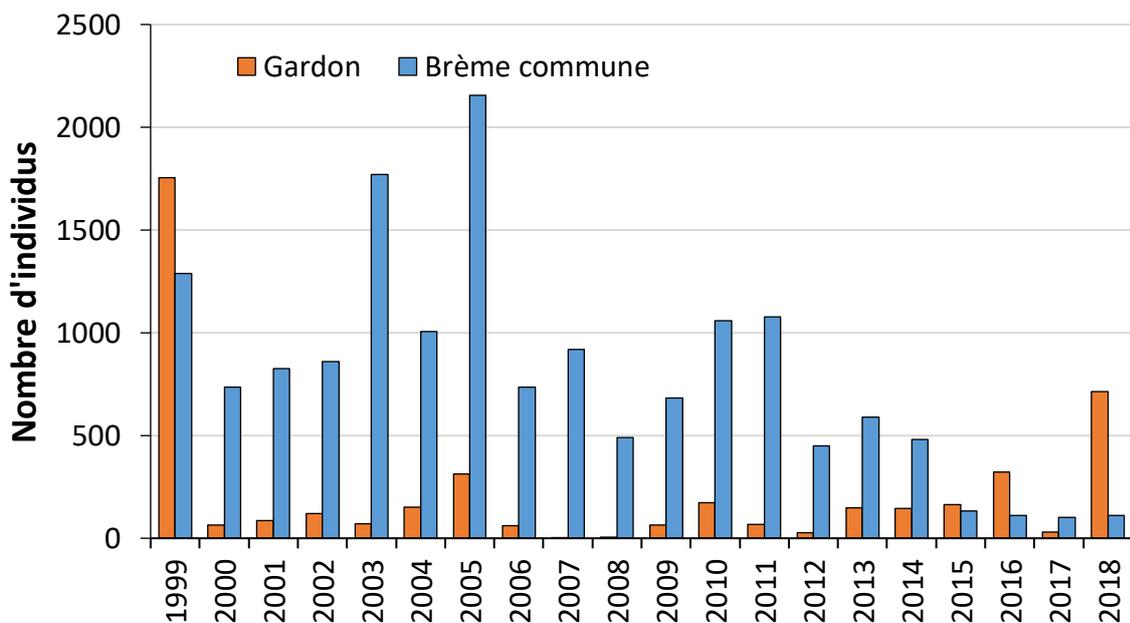


Fig.12 : Tendence d'évolution de 1999 à 2018 du nombre de gardons et de brèmes communes capturés en remontée dans la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse.

(d) Aspe et silure

Depuis l'ouverture de l'échelle à poissons de Lixhe, on observe durant les 10 premières années de faibles captures pour l'aspe et le silure (Fig.13). Depuis 2008, on remarque une tendance à l'augmentation du nombre de capture d'aspe qui varient entre 4 et 22 individus à l'exception de 2014 et 2016 où l'on enregistre la capture exceptionnelle de 61 individus pour 2014 et 41 individus en 2016. L'année 2018 avec la capture de 54 individus représente la deuxième année

d'un point de vue nombre d'individus capturés par année. Sur l'ensemble de la période, on enregistre la capture de 280 aspes. En ce qui concerne le silure on observe de faibles captures de maximum 6 individus entre 1998 et 2007. A partir de 2008, on enregistre plus régulièrement des silures avec un effectif annuel compris entre 5 et 16 individus capturés jusqu'en 2016. En 2017, on observe une forte augmentation des captures avec un total de 43 individus capturés à Lixhe, ce qui en fait une année record en termes de captures de silures. L'année 2018 confirme cette tendance à l'augmentation avec la capture de 28 individus, ce qui représente la deuxième année record.

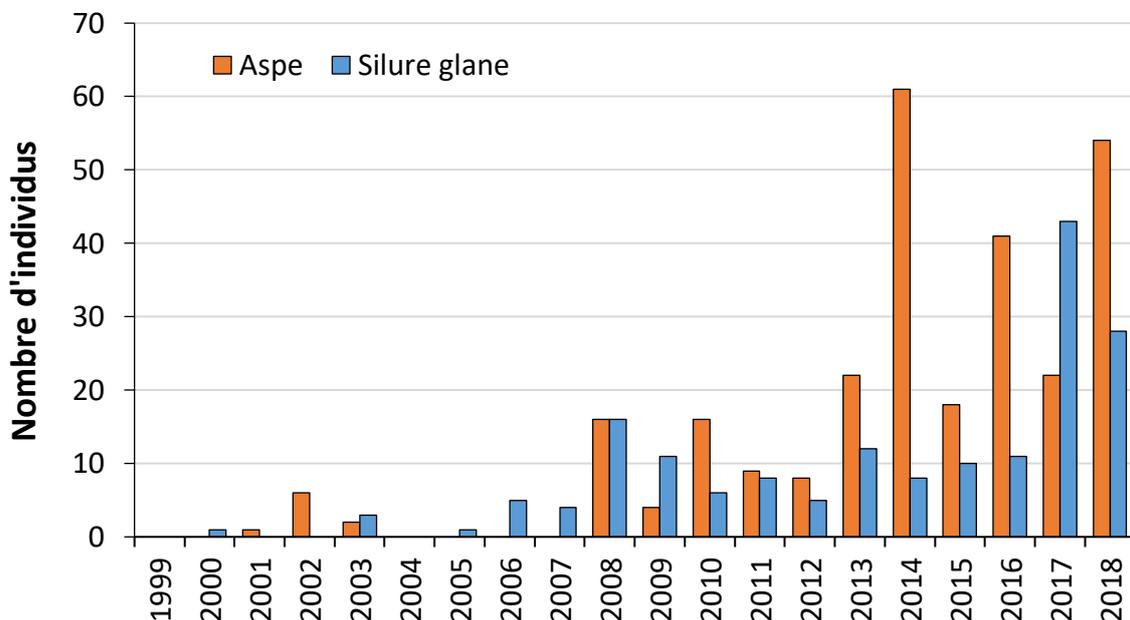


Fig.13 : Tendance d'évolution de 1998 à 2017 du nombre d'aspes et de silures capturés en remontée dans la grande échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse.

1.2 Contrôle des remontées dans l'échelle des Grosses Battes (Angleur) sur l'Ourthe en 2018

Le barrage d'Angleur est un barrage rampe de 90m de long avec une Dh de 4m, qui est situé dans la basse Ourthe (Fig.14), dans une zone à barbeau (Huet, 1949). En rive gauche, il est équipé de deux vannes mobiles afin de réguler le débit (Fig.15). En 2009, une passe à poissons a été aménagée entre les vannes et le barrage afin de remplacer une ancienne passe Denil, qui était peu fonctionnelle. La configuration est de type « passe à bassins à fentes verticales » avec un débit de fonctionnement de $0,5\text{m}^3/\text{s}$ et elle est associée à un débit d'attrait de $1,5\text{m}^3/\text{s}$. Un piège qui consiste en une cage de capture dans le bassin amont, a été installé et est contrôlé durant toute l'année de 2 à 3 fois par semaine. Les poissons capturés sont simplement dénombrés par espèces puis déversés en amont du barrage.

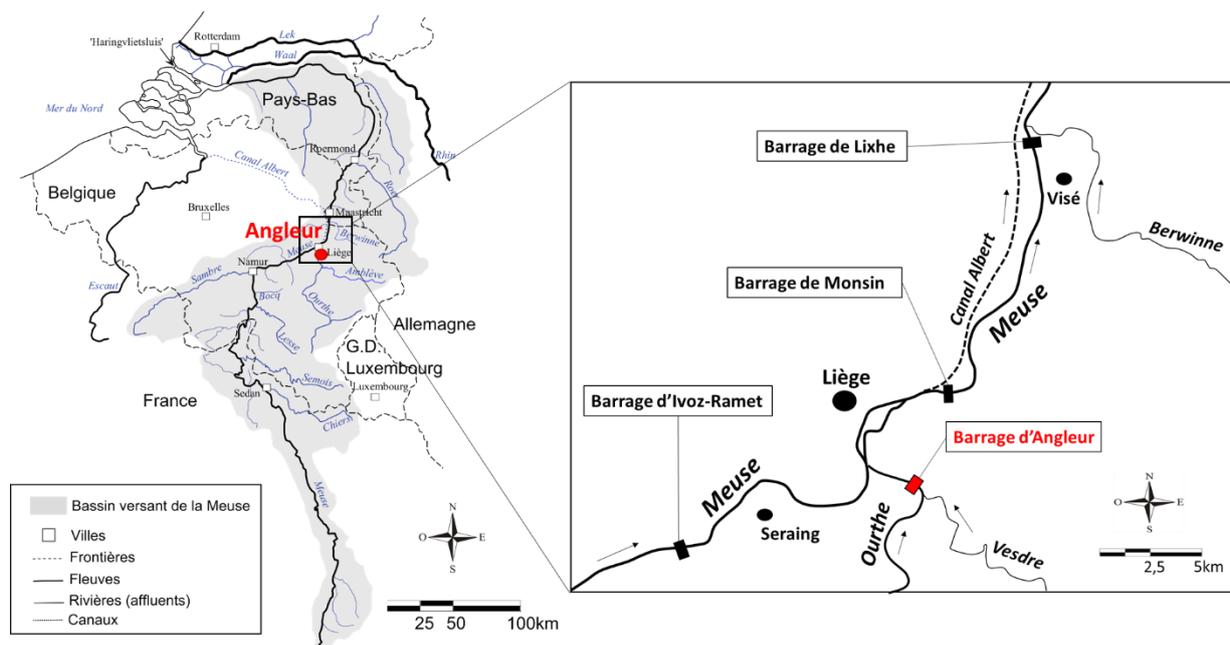


Fig.14 : Schéma du bassin hydrographique de la Meuse avec un zoom sur la basse Ourthe et la localisation du barrage des Grosses Battes

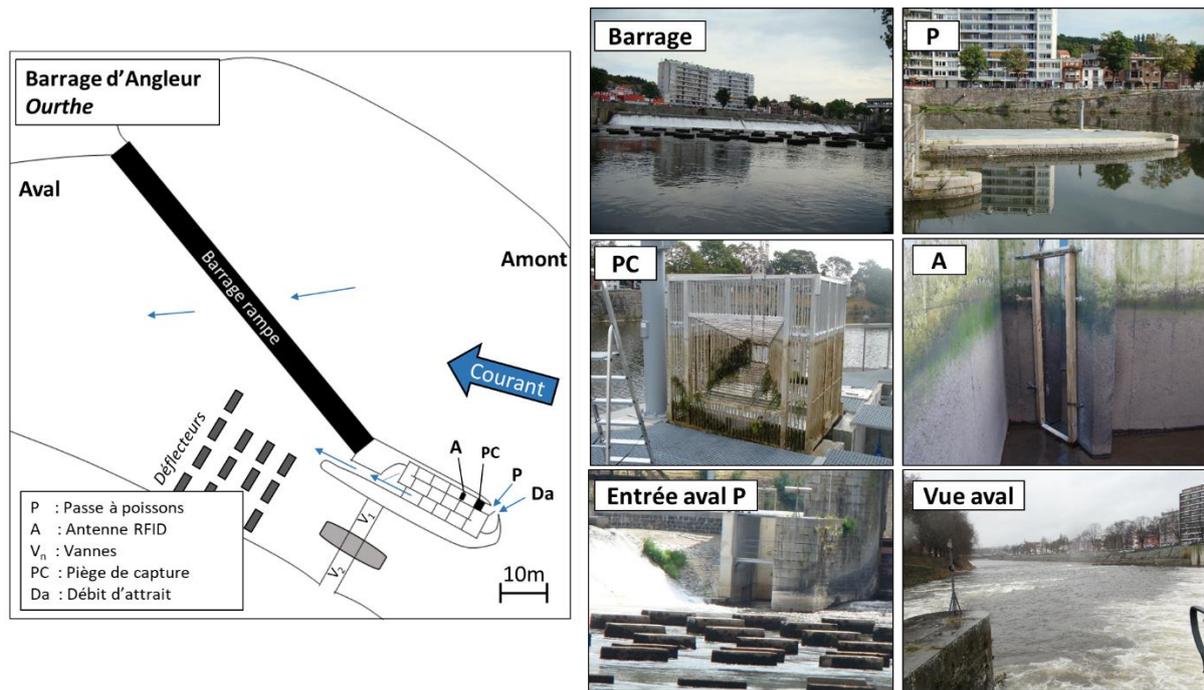


Fig.15 : Schéma du barrage des Grosses Battes sur l'Ourthe à gauche et à droite, les photos du barrage, de l'aval du barrage, de la passe à poissons et du piège de capture

1.2.1 Conditions de réalisation de l'étude

Les contrôles de l'échelle à poissons des Grosses Battes en 2018 ont été réalisés du 16 mars au 31 décembre 2018 (n=99 contrôles).

Régimes de débit et de température

Les débits et températures de l'Ourthe à Angleur sont disponibles grâce aux relevés du SETHY-SPW et à des enregistrements en continu de la température de l'eau spécialement mis en place par l'ULiège sur le site des Grosses Battes.

En 2018 (Fig.16), le débit de l'Ourthe est élevé durant le mois de janvier où l'on enregistre un débit moyen de 152 m³/s. Le débit repasse sous le seuil de 100 m³/s début février, pour ensuite diminuer progressivement jusque mi-juillet sous le seuil de 10m³/s jusque début décembre avec un débit moyen de 9m³/s. Enfin nous observons une augmentation de débit jusque fin de l'année avec un débit moyen de 56m³/s pour le mois de décembre.

Début 2018, on enregistre des températures moyennes de l'Ourthe inférieures à 10°C jusqu'au 7 avril. Ensuite, la température monte progressivement pour atteindre 18°C début mai. La température entre fin mai et fin août est supérieure à 20°C avec un pic à 25,1°C le 4 août. De

septembre à décembre, la température moyenne de l'Ourthe est 10,1°C

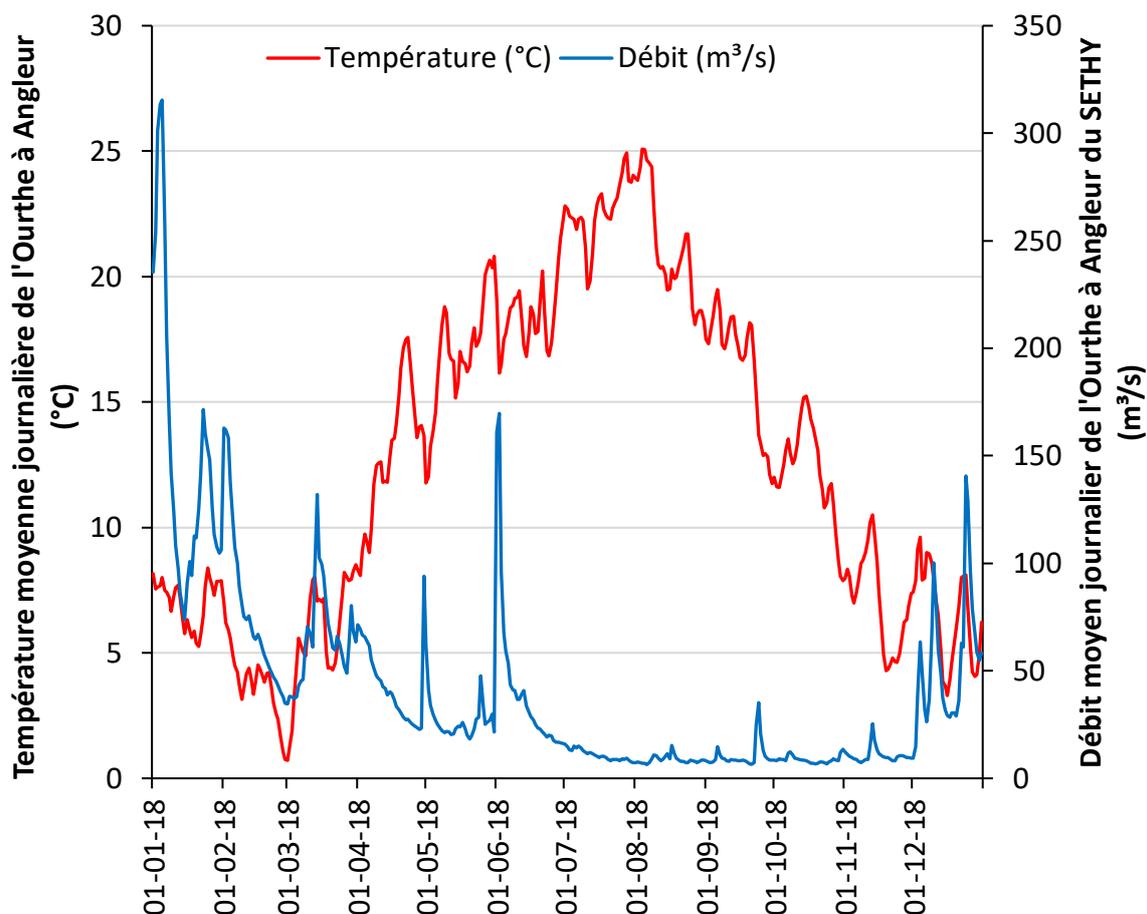


Fig.16 : Température (°C) et débits moyens journaliers (m³/s) de l'Ourthe à Angleur en 2018 (source : SETHY SPW).

1.2.2 Description générale des captures

Les résultats des captures de 2018 sont synthétisés dans le tableau 4. Le nombre total de captures aux Grosses Battes en 2018 s'élève à n=669 poissons. On dénombre 14 espèces différentes dont 4 espèces non indigènes (la truite arc-en-ciel, le silure, la carpe herbivore et l'aspe). Les espèces rhéophiles représentent 13,1% des captures. L'espèce la plus abondante est la brème commune avec n=495 individus, suivie du barbeau (n=54), du gardon (n=41), le silure (n=24) et le chevaine (n=16).

Tableau 4 : Statistiques des captures des poissons au sein de l'échelle à poissons des Grosses sur l'Ourthe entre janvier et décembre 2018.

Espèces	Nombre d'individus
Saumon	2
Truite commune	5
Barbeau	54
Hotu	3
Chevaine	16
Vandoise	1
Truite arc-en-ciel*	1
Aspe*	5
Total rhéophiles	87
Ablette commune	7
Gardon	41
Brème commune	495
Carpe commune	14
Carpe herbivore*	1
Silure*	24
Total non rhéophiles	582
Total général	669

1.2.3 Analyse spécifique des captures en 2018

1.2.3.1 Saumon atlantique

En 2018, au total, deux saumons atlantiques de 920mm et 770mm ont été capturés dans la passe à poissons des Grosses Battes (Tableau 5). Les captures ont été observées le 30 mai et le 11 octobre, lorsque la température de l'Ourthe était respectivement de 20,3°C et de 13,3°C. Les analyses génétiques réalisées par l'équipe de l'UCL indiquent que les saumons capturés aux Grosses Battes sont de **souche Loire-Allier** (>90%).

Tableau 5. Liste des saumons adultes (n=2) capturés dans la passe à poissons du barrage des Grosses Battes à Angleur sur l'Ourthe au cours de l'année 2018.

Date	T (°C)	Débit (m³/s)	Taille (LF, mm)	Poids (g)	Sexe	Souche (analyse DNA)
30-05-18	20,35	29,73	920	7250	M	Loire-Allier
11-10-18	13,29	8,95	770	3495	M	Loire-Allier



Fig.17 : Saumon atlantique capturé dans la passe à poissons des Grosses Battes 11 octobre 2018 (770mm – 3495g) (Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).

1.2.3.2 Truite de mer et de rivière

On note la capture de 5 individus dans la passe à poissons des Grosses Battes sur l'Ourthe à Angleur entre le 14 mai et le 25 novembre (Tableau 6). La taille de ces individus est comprise entre 476mm à 700mm. La température moyenne de capture est de 12,0°C à un débit moyen de 18,4m³/s.

Tableau 6 : Liste des truites communes adultes (n=5) capturées dans la passe à poissons du barrage des Grosses Battes sur l'Ourthe au cours de l'année 2018.

Date	T° (°C)	Débit (m ³ /s)	Taille (mm, lf)	Poids (g)	Sexe	Observation
26-04-18	14,43	24,34	595	2819	M	Erezée
14-05-18	15,17	22,88	595	2564	?	Erezée
17-05-18	16,60	26,13	476	1570	?	Erezée
09-11-18	8,70	7,95	700	4311	M	Erezée
25-11-18	4,98	10,52	688	3360	M	Erezée



Fig.18 : Truite capturée dans la passe à poissons des Grosses Battes le 9 novembre 2018 (700mm – 4311g). (Photo : SP/SPW de la pisciculture d'Erezée).

1.3 Bilan des remontées de salmonidés en 2018 dans le bassin de la Meuse et évolution temporelle

1.3.1 Bilan 2018

(a) Saumon atlantique

Sur l'année 2018, n=14 individus ont été capturés à Lixhe (Meuse) et aux Grosses Battes (Ourthe). On notera la capture de deux individus sur la Roer dans la passe à poissons de Roermond (capturés et transférés à Erezée le 24 avril et le 11 juin) mais également l'observation d'un individu mort au pied du barrage de Linnich sur la Roer (12 mai) ainsi qu'une capture par un pêcheur sur la Meuse à Maaseik. Pour les individus capturés dans le cadre du programme saumon (Lixhe + Grosses Battes), 78,6% des captures se sont déroulées au printemps durant les mois de mai et de juin et 21,4% en automne durant le mois d'octobre (Fig.19).

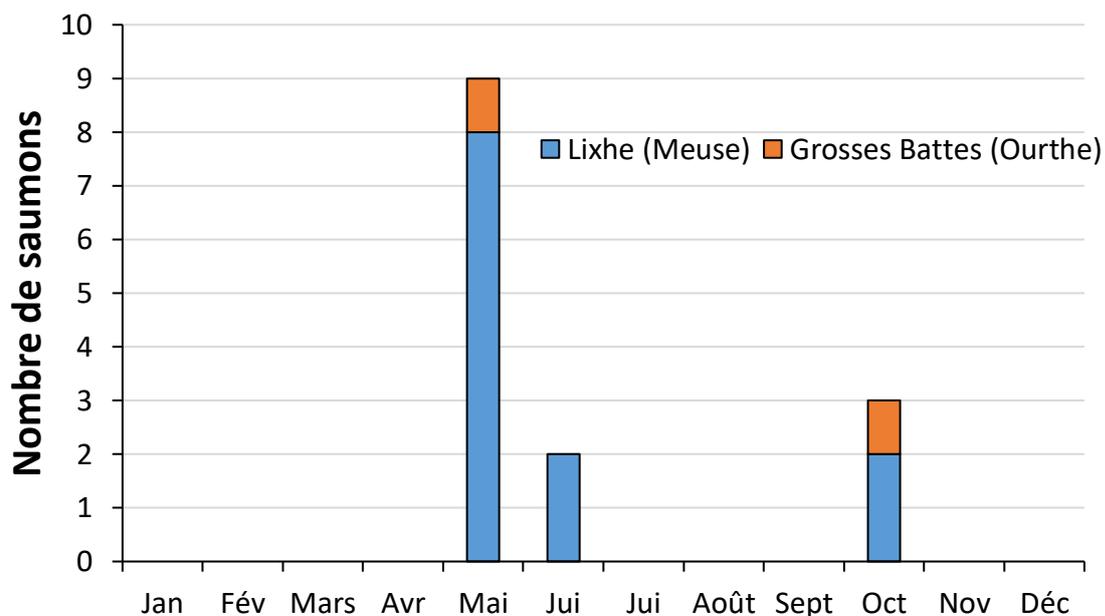


Fig.19 : Nombre de saumons capturés par mois dans la passe à poissons de Lixhe (bleu) et des Grosses Battes (orange) durant l'année 2018.

La taille moyenne des saumons atlantiques capturés en 2018 (Fig.20) est de 776mm ($\pm 93,8\text{mm}$). Il n'existe pas de différence significative entre les mâles et les femelles (test de Mann Whitney, $p=0,22$). La taille moyenne des femelles est de 822,5mm (SD = $\pm 80,9\text{mm}$) et celle des individus mâles est de 741,7mm (SD= $\pm 92,1\text{mm}$).

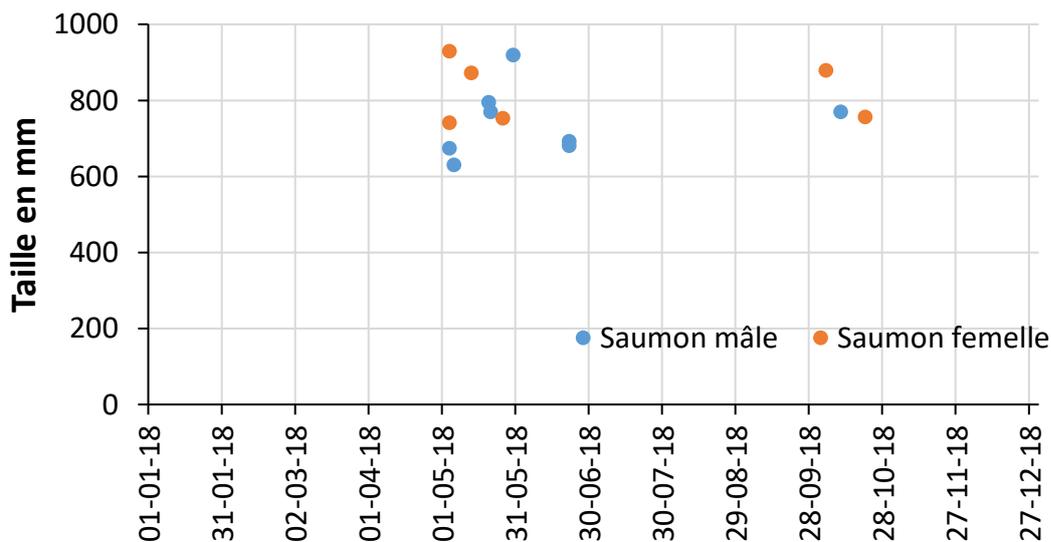


Fig.20 : Tailles (Lf, mm) des saumons capturés par mois dans les passes à poissons de Lixhe et des Grosses Battes durant l'année 2018.

(b) Truite de mer

Au total en 2018, n=27 individus ont été capturés au sein des passes à poissons de Lixhe (Meuse) et des Grosses Battes (Ourthe). Les captures sont réparties sur 3 saisons de l'année (Fig.21) : le printemps avec 81,5% des captures, l'été avec 3,7% des captures et l'automne avec 14,8% des captures. La taille moyenne des truites de mer capturées en 2018 est de 549,8mm ± 115,3mm (Fig.22).

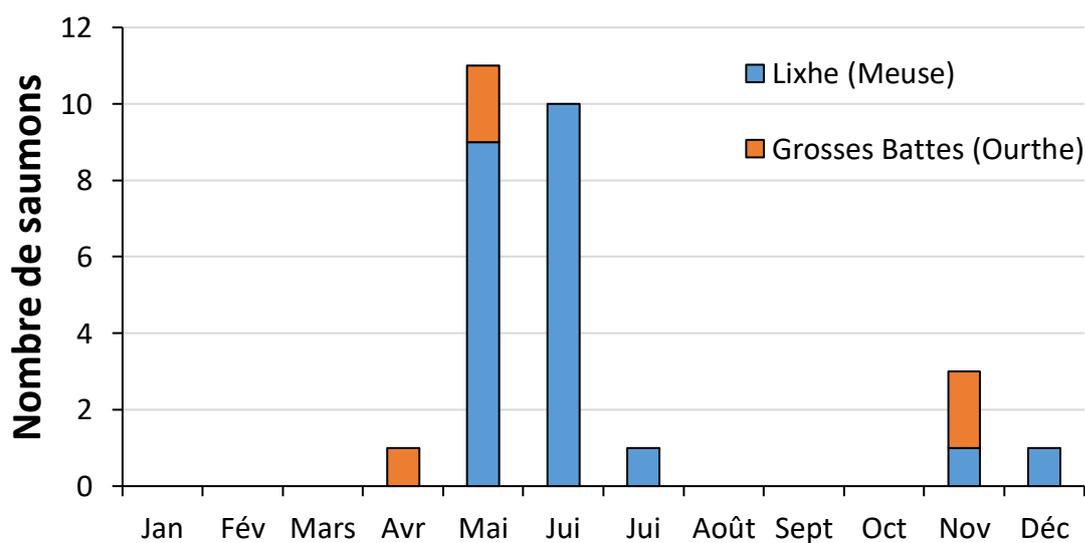


Fig.21 : Nombre de truites de mer capturées par mois dans la passe à poissons de Lixhe (bleu) et des Grosses Battes (orange) durant l'année 2018.

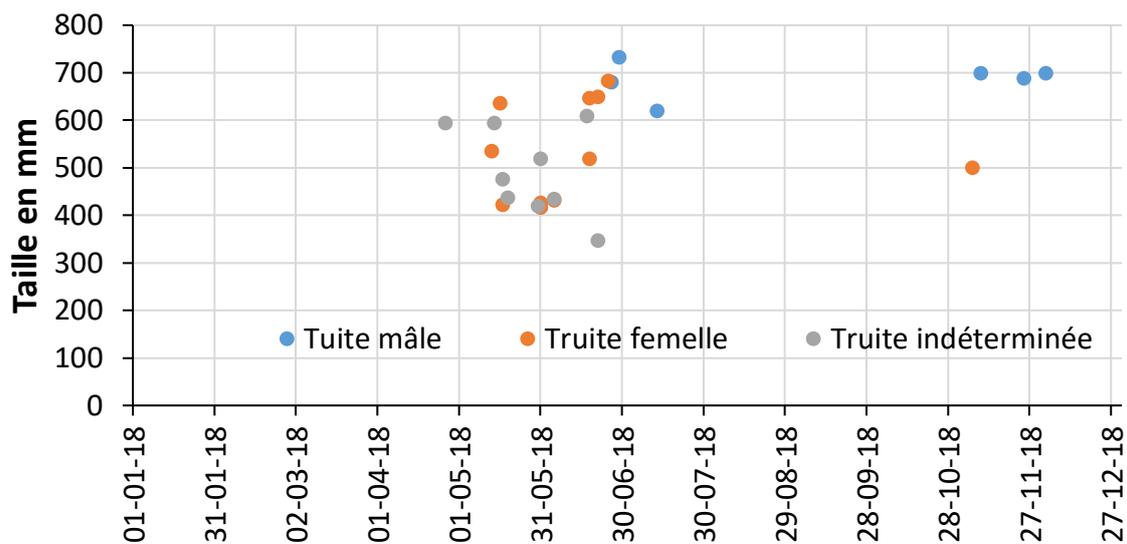


Fig.22 : Tailles (Lf, mm) des truites de mer par mois dans les passes à poissons de Lixhe et des Grosses Battes durant l'année 2018.

1.3.2 Evolution historique des captures de salmonidés adultes en migration de remontée

(a) Saumon atlantique

Depuis le monitoring de la nouvelle passe à poissons de Lixhe en Meuse (fin 1998) et l'aménagement d'une passe fonctionnelle au barrage des Grosses Battes sur l'Ourthe (fin 2009), 217 individus adultes de saumon atlantique ont été capturés au sein de ces deux passes à poissons (Fig.23). Au total, 82,5% des captures ont été recensées au sein de la passe à poissons de Lixhe contre 17,5% au sein de la passe des Grosses Battes. Sur les 20 années de monitoring, les 7 dernières années (2012 à 2018) représentent 86,3% des captures totales. L'évolution interannuelle des captures de saumon par saison (Fig. 24) montre que les captures en hiver sont rares (1,4%) et celles en été sont peu fréquentes (12,8%). Les captures se répartissent généralement entre le printemps (36,1%) et l'automne (49,8%) avec une dominance variable selon les années.

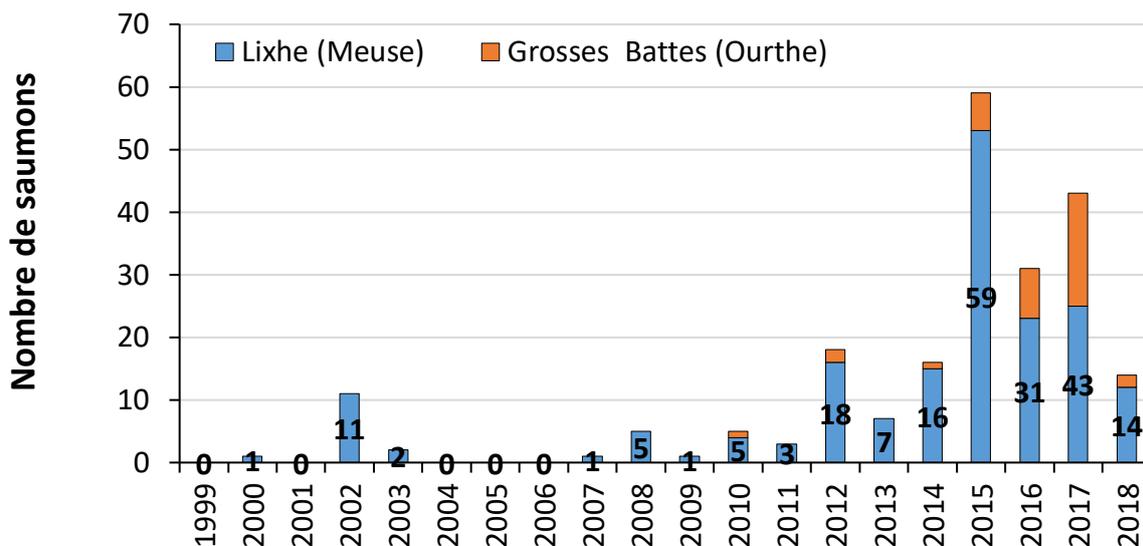


Fig.23 : Evolution du nombre total de captures par année à Lixhe (bleu) et aux Grosses Battes (orange)

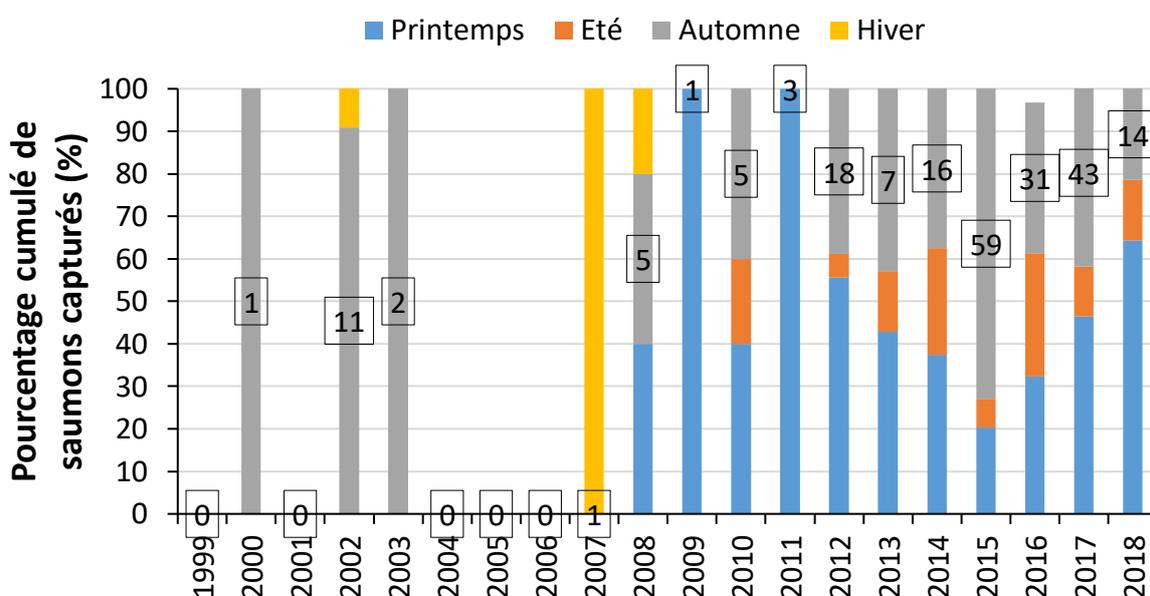


Fig.24 : Evolution annuelle du pourcentage cumulé de captures de saumon par an selon la saison avec le nombre d'individus capturés par année en encadré.

La taille moyenne des saumons atlantiques capturés depuis 1999 est de 773mm ± 92mm (Fig.25). Depuis 2012 (année où le nombre par année est suffisant pour comparer), la taille des saumons varie significativement (test de kruskall-wallis, $p < 0,001$) et aucune différence significative n'est observée entre la taille des individus capturés à Lixhe et la taille des individus capturés aux Grosses Battes (test de Wilcoxon, $p = 0,09$) ainsi que la taille des individus capturés durant le printemps-été et durant l'automne-hiver (test de Wilcoxon, $p = 0,63$).

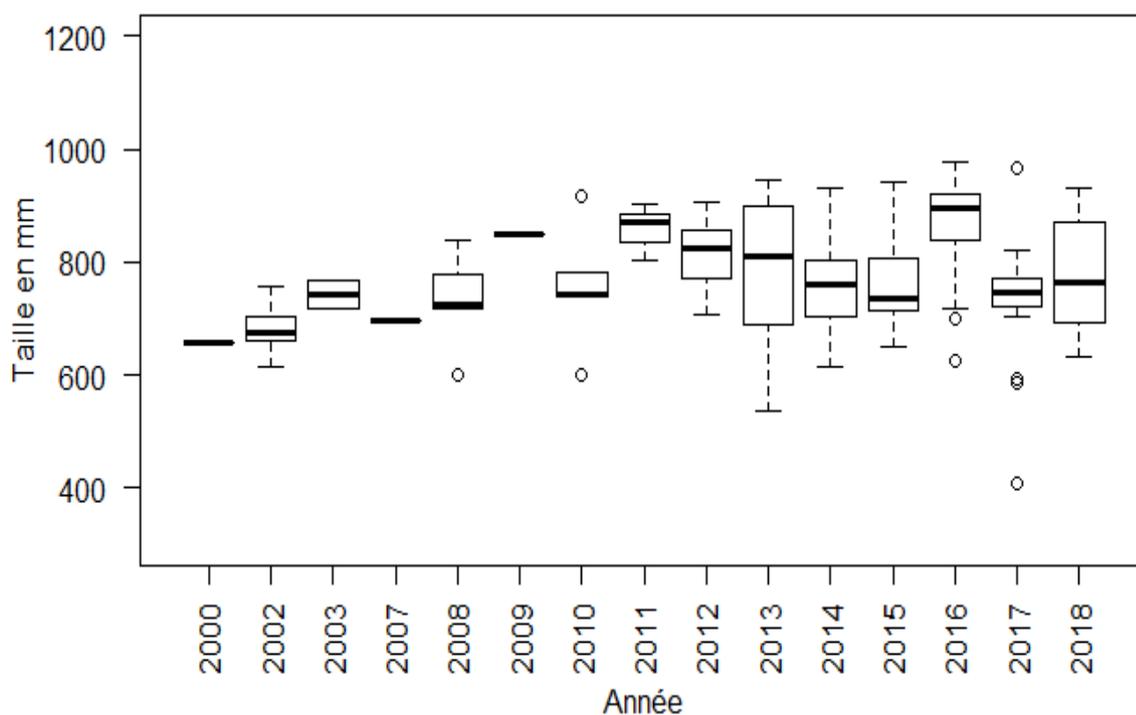


Fig.25 : Comparaison interannuelle des tailles de captures des saumons atlantiques capturés à Lixhe et aux Grosses Battes

La température moyenne de capture des saumons atlantiques depuis 1999 est de $15,8^{\circ}\text{C} \pm 3,2^{\circ}\text{C}$. Depuis 2012, la température moyenne de capture des saumons par année ne varie pas significativement (test de kruskall-wallis, $p=0,14$) mais une différence significative est observée entre la température de capture des individus capturés à Lixhe ($T^{\circ}=16,1^{\circ}\text{C}$) et celle des individus capturés aux Grosses Battes ($T^{\circ}=14,9^{\circ}\text{C}$) (test de Wilcoxon, $p=0,01$) ainsi qu'entre la température de capture des individus capturés durant le printemps-été ($T^{\circ}=17,6^{\circ}\text{C}$) et celle durant l'automne-hiver ($T^{\circ}=14,8^{\circ}\text{C}$) (test de Wilcoxon, $p<0,001$).

Le rapport de débit moyen de capture des saumons atlantiques depuis 1999 est de $0,54 \pm 0,43$ fois le module de la rivière. Depuis 2012, ce rapport varie significativement (test de kruskall-wallis, $p<0,001$) d'année en année selon les conditions hydrologiques des rivières.

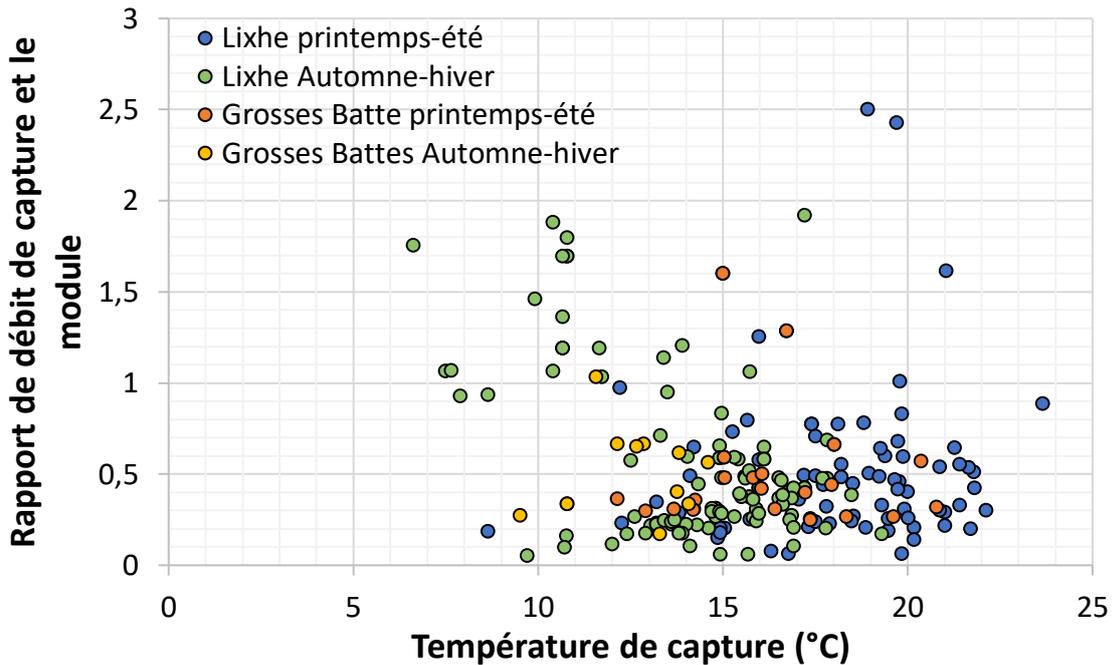


Fig.26 : Ensemble des captures de saumons depuis 1999 selon leur température de capture et leur rapport de débit de capture.

(b) Truite de mer

Depuis le monitoring de la nouvelle passe à poissons de Lixhe en Meuse (fin 1998) et l'aménagement d'une passe fonctionnelle au barrage des Grosses Battes sur l'Ourthe (fin 2009), 371 individus adultes de truite de mer ont été capturés au sein de ces deux passes à poissons (Fig.27). Au total, 85,2% des captures ont été recensées au sein de la passe à poissons de Lixhe contre 14,8% au sein de la passe des Grosses Battes. Sur les 20 années de monitoring, les 10 dernières années (2009 à 2018) représentent 72,2% des captures totales. L'évolution interannuelle des captures truite de mer par saison (Fig.28) montre que les captures en hiver sont rares (4,5%). Les captures se répartissent généralement entre l'été (25,1%), le printemps (36,9%) et l'automne (33,4%) avec une dominance variable selon les années.

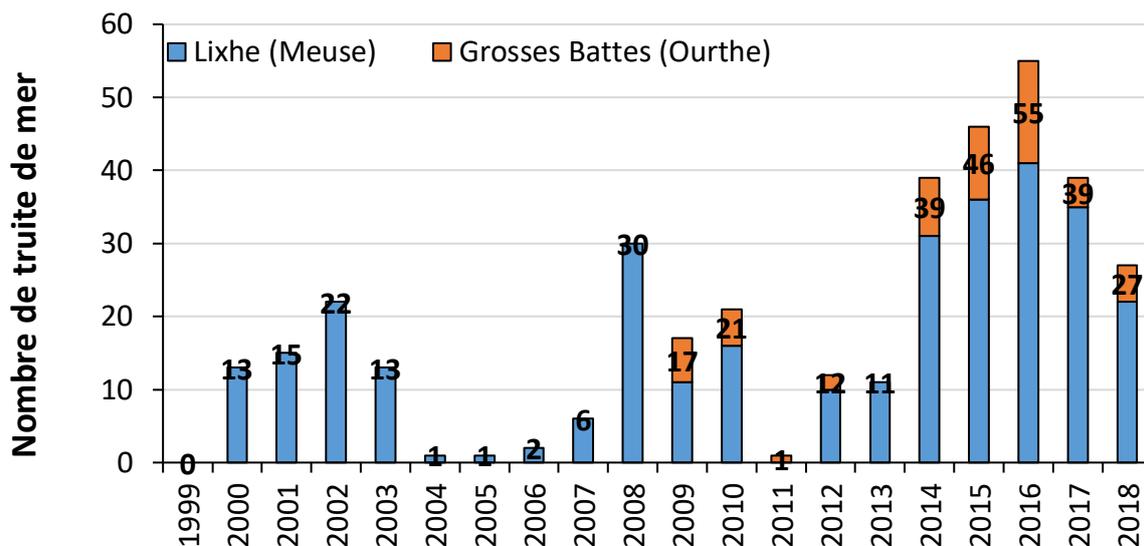


Fig.27 : Evolution du nombre total de captures par année à Lixhe (bleu) et aux Grosses Battes (orange)

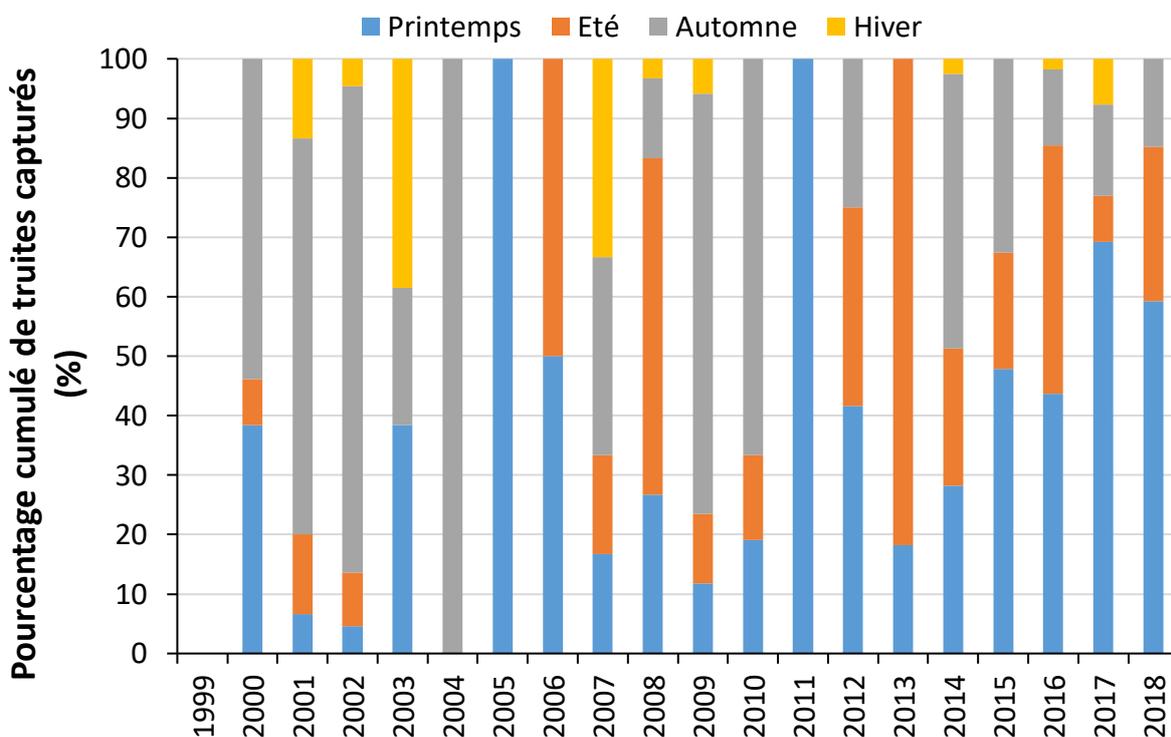


Fig.28 : Evolution annuelle du pourcentage cumulé de captures de truite par an selon la saison.

La taille moyenne des truites de mer capturées depuis 1999 est de 547mm ± 83mm (Fig.29). Mis à part les années où l'effectif est trop faible (n<10 : 1999,2004-2007,2011), la taille des truites varie significativement (test de kruskall-wallis, p<0,001). De plus, contrairement aux saumon, une différence significative est observée entre la taille des individus capturés à Lixhe

(526mm) et la taille des individus capturés aux Grosses Battes (550mm) (test de Wilcoxon, $p=0,01$) ainsi qu'entre la taille des individus capturés durant le printemps-été (515mm) et celle durant l'automne-hiver (559mm) (test de Wilcoxon, $p<0,001$).

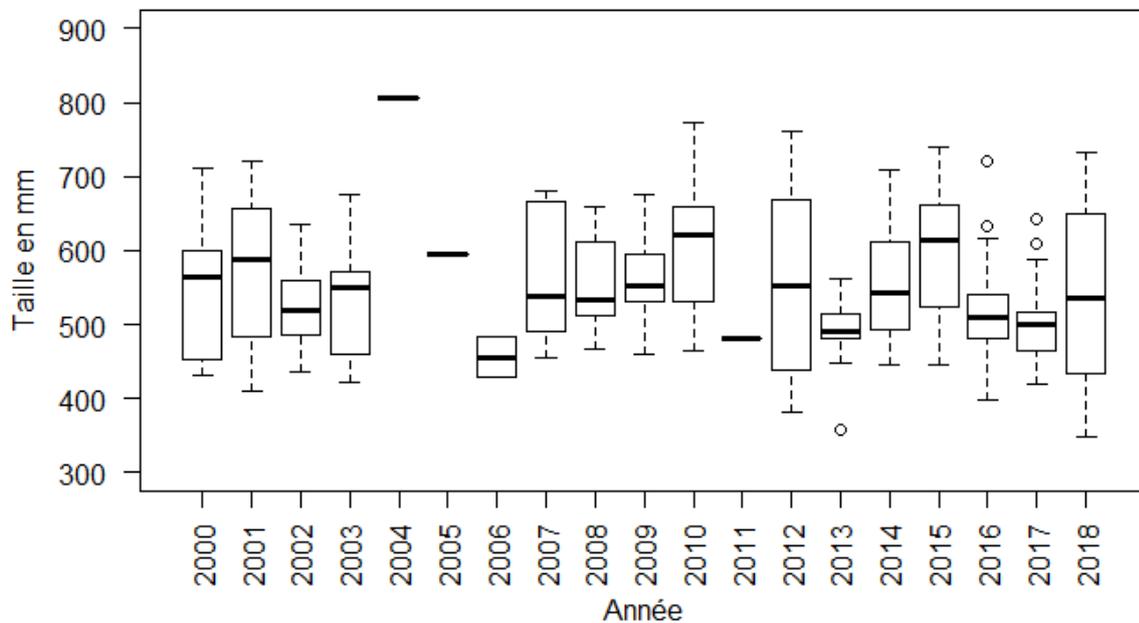


Fig.29 : Comparaison interannuelle des tailles de captures des de truites de mer capturées à Lixhe et aux Grosses Battes

La température moyenne de capture des truites de mer depuis 1999 est de $16,7^{\circ}\text{C} \pm 5,2^{\circ}\text{C}$. Pour les années où la comparaison est possible, la température moyenne de capture des truites par année varie significativement (test de kruskall-wallis, $p<0,001$) et une différence significative est également observée entre la température de capture des individus capturés à Lixhe ($T^{\circ}=19,1^{\circ}\text{C}$) et celle des individus capturés aux Grosses Battes ($T^{\circ}=12,4^{\circ}\text{C}$) (test de Wilcoxon, $p<0,001$) ainsi qu'entre la température de capture des individus capturés durant le printemps-été ($T^{\circ}=20,3^{\circ}\text{C}$) et celle durant l'automne-hiver ($T^{\circ}=10,8^{\circ}\text{C}$) (test de Wilcoxon, $p<0,001$).

Le rapport de débit moyen de capture des truites de mer depuis 1999 est de $0,64 \pm 0,55$ fois le module de la rivière. Ce rapport varie significativement (test de kruskall-wallis, $p<0,001$) d'année en année selon les conditions hydrologiques des rivières.

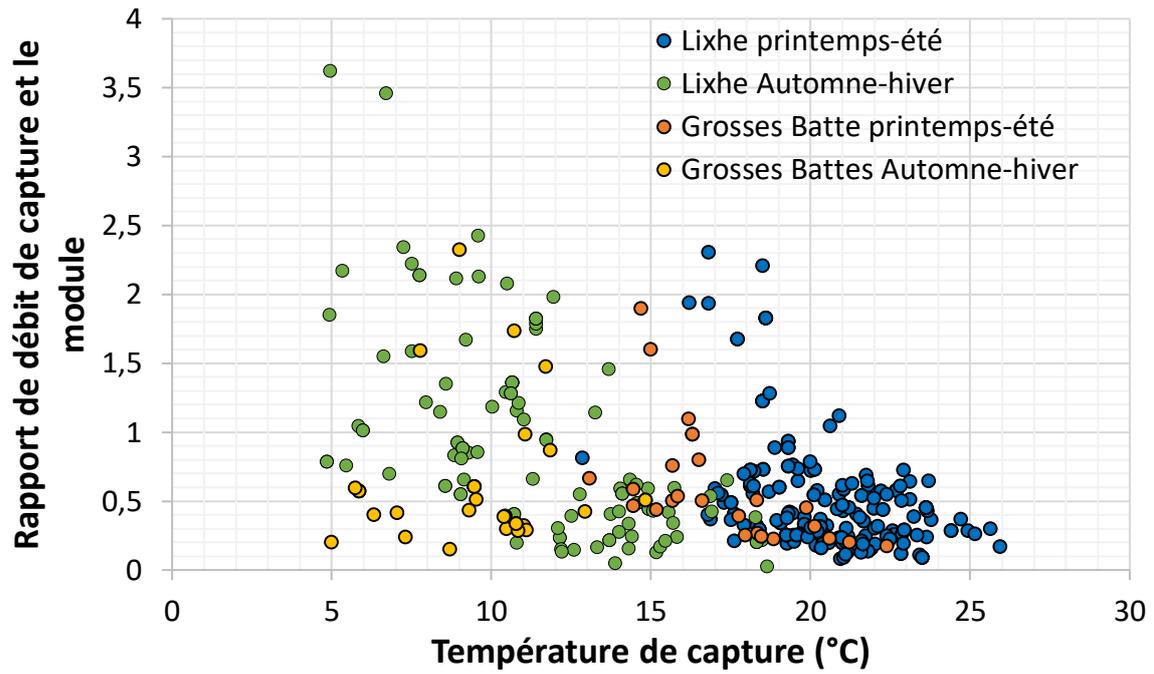


Fig.30 : Ensemble des captures de truites depuis 1999 selon leur température de capture et leur rapport de débit de capture.

**ACTION 2. MONITORING DE LA PETITE ÉCHELLE À POISSONS DE
LIXHE POUR LA CAPTURE DES ANGUILLES EUROPÉENNES
(ANGUILLES JAUNES) DURANT LEUR MIGRATION VERS L'AMONT
(ULIEGE)**

2.1 Contrôle des remontées dans la petite échelle à poissons de Lixhe sur la Meuse en 2018

Depuis les années 1970, un déclin des différents stades de développement de l'anguille Européenne (*Anguilla anguilla*) est observé à l'échelle continentale (ICES, 2018). En 2008, l'anguille européenne a été listée sur la « IUCN Red list » comme espèce en danger critique d'extinction (Jacoby et Gollock, 2014). En Belgique, plus précisément dans le bassin de la Meuse, le barrage de Lixhe représente le premier point d'entrée dans le bassin mosan wallon. Une ancienne passe à poissons (P1, Fig.1) a été aménagée au centre du barrage de Lixhe à sa construction en 1980, entre le rejet des turbines et les vannes mobiles. Le système de piégeage consiste à la capture des poissons dans le bassin le plus en amont après fermeture de la vanne amont et mise à sec de la partie amont de la passe. Chaque individu capturé est anesthésié à l'Eugénol (0,1ml/l), mesuré, pesé, éventuellement marqué (transpondeur RFID, cf. chapitre 3) et remis dans une bassine de réveil avant d'être déversé en amont. Ce piège, contrairement à la cage de capture de la grande échelle à poissons de Lixhe, permet la capture de toutes les classes de tailles de poissons qui utilisent la passe et en particulier les anguilles européennes au stade anguille jaune en migration de remontée. Néanmoins, une expérience de 2013 a mis en évidence une utilisation non négligeable de la grande échelle à poissons de Lixhe par les anguilles européennes (Nzau Matondo et al., 2017). Bien que l'effectif ne soit pas total, le monitoring annuel de la petite échelle à poissons permet d'analyser en détails l'évolution interannuelle des remontées d'anguilles jaunes d'un point de vue abondance, périodicité de capture, taille des individus et l'influence des facteurs environnementaux. Une diminution drastique (>90%) des captures d'anguilles jaunes a été observée dans la petite échelle de Lixhe depuis 1992 (Nzau Matondo et Ovidio, 2016). Ce piégeage historique est d'un grand intérêt, car il représente un moyen de suivre l'évolution du stock d'anguilles jaunes entrant en Wallonie et indirectement, de l'évolution de la population d'anguilles européennes au sein du bassin mosan.

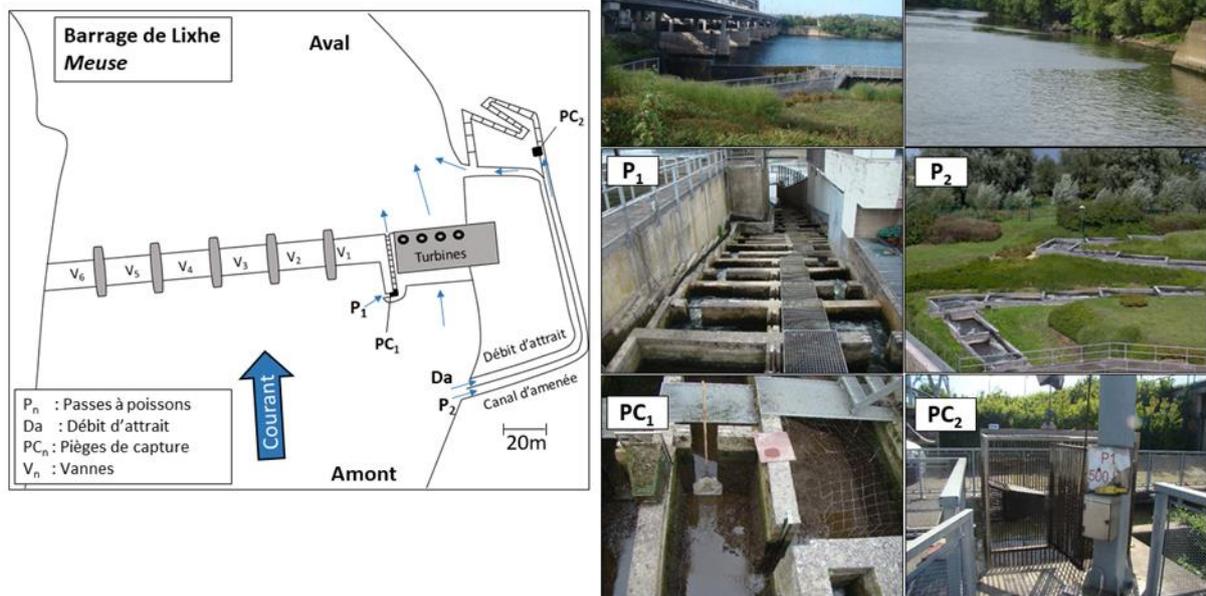


Fig.1 : Schéma du barrage de Lixhe sur la Meuse à gauche et à droite, les photos du barrage, de l'aval du barrage, des deux passes à poissons et de leur piège de capture

2.1.1 Conditions de réalisation de l'étude

Dans la petite échelle (PE), les contrôles ont couvert la période du 16 mai au 23 septembre (36 contrôles et 130 jours de piégeage en continu), afin de couvrir la période de migration de l'anguille européenne. Les Données de température et de débit pour Lixhe sont décrites au point 1.1.1.

2.1.2 Résultats multi-espèces en 2018

Le contrôle de la petite échelle de Lixhe du 16 mai au 23 septembre nous a permis de capturer 609 individus dont 246 alevins (Tableau 1). L'espèce la plus représentée dans la petite échelle de Lixhe est l'ablette commune avec 151 individus suivie par le gobie à tache noire avec 118 individus, l'ablette spiralin avec 93 individus et **l'anguille avec 70 individus capturés en 2018.**

Tableau 1. Statistiques des captures des poissons en migration de remontée dans la petite échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse entre mai et septembre (36 contrôles)

Espèces	N	Biomasse (g)	Taille (mm)		
			Moy.	Min.	Max.
Anguille	70	10239	419	100	760
Truite commune	1**	85	198	-	-
Barbeau	8**	69	85	58	122
Hotu	57**	197	66	46	85
Chevaine	5+1**	400	123	81	289
Ide mélanote	28**	184	74	58	111
Vandoise	1+5**	95	86	58	183
Aspe*	22**	87	72	61	82
Ablette spirilin	93	244	64	52	82
Vairon	1	1	46	-	-
Total rhéophiles	100+122**	1362			
Ablette c.	151	2915	123	96	152
Gardon	1+8**	25	51	36	102
Rotengle	20**	647	120	106	131
Perche	19**	200	85	64	109
Gobie*	41+77**	357	47	22	132
Total non rhéophiles	193+124**	4144			
Total général	363+246**	15745			

*espèces non-indigènes

**nombre d'individus juvéniles

2.1.3 Résultats de l'anguille européenne en 2018

En 2018, les n=70 individus capturés possèdent une taille moyenne de 419mm avec une taille minimum de 100mm et une taille maximum de 760mm. D'après la répartition des individus par classe de taille (Fig.2), on observe que la majorité (81,4%) des anguilles jaunes présente une taille entre 200 et 500mm. Parmi les 70 individus capturés, n=55 individus (78,6%) ont été équipés d'une transpondeur RFID et relâchés en amont, afin d'être éventuellement détectés dans les passes à poissons amont, munies de stations automatiques RFID (cf. action 3 ULiège).

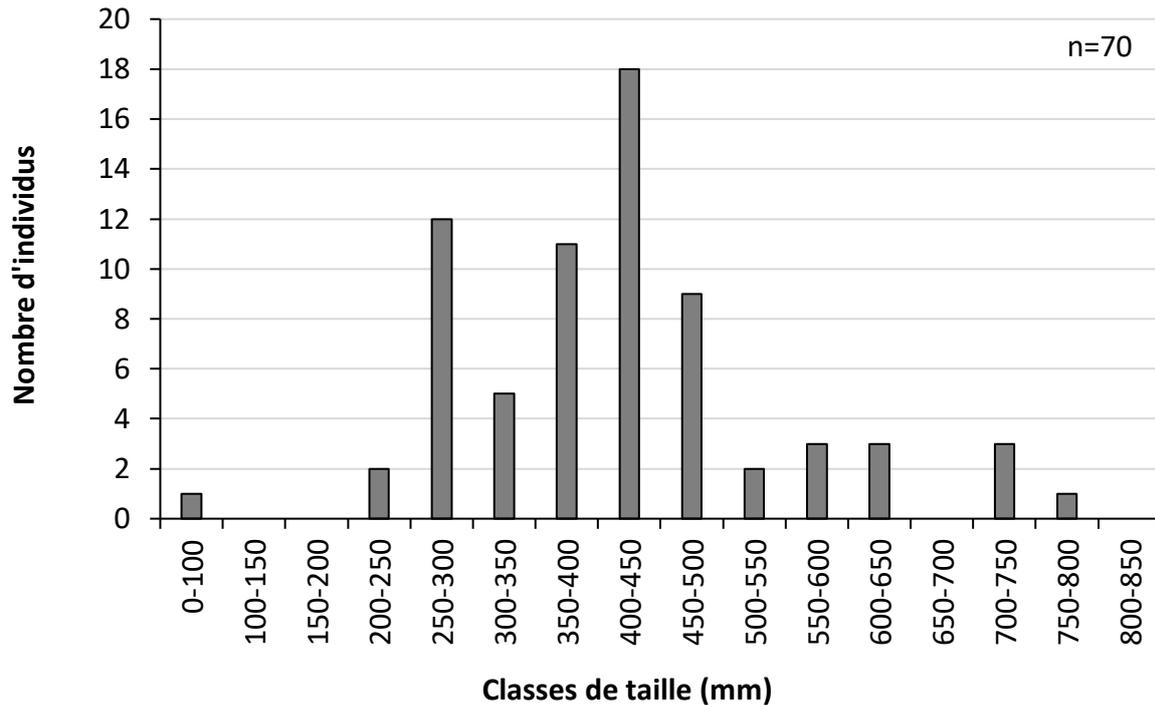


Fig.2 : Histogramme du nombre d'anguilles jaunes par classe de taille (en mm) capturées dans la petite échelle de Lixhe en 2018.

La première capture d'anguille jaune en 2018 se produit le 18 mai lorsque la température de la Meuse est de 19,1°C et le débit de 75,6m³/s (Fig.3 et 4). Le pic de capture d'anguilles jaune se produit le 4 juin 2018 avec 34 individus capturés à une température de 20,4°C et un débit de 157,1m³/s. La dernière capture d'anguille jaune (100% de l'effectif) a été observée le 23 juillet 2018 à une température de 24,8°C et un débit de 21,2m³/s. Au total, en 2018, les anguilles jaunes ont été capturées à une température moyenne de 21,6°C et un débit moyen de 142,7m³/s.

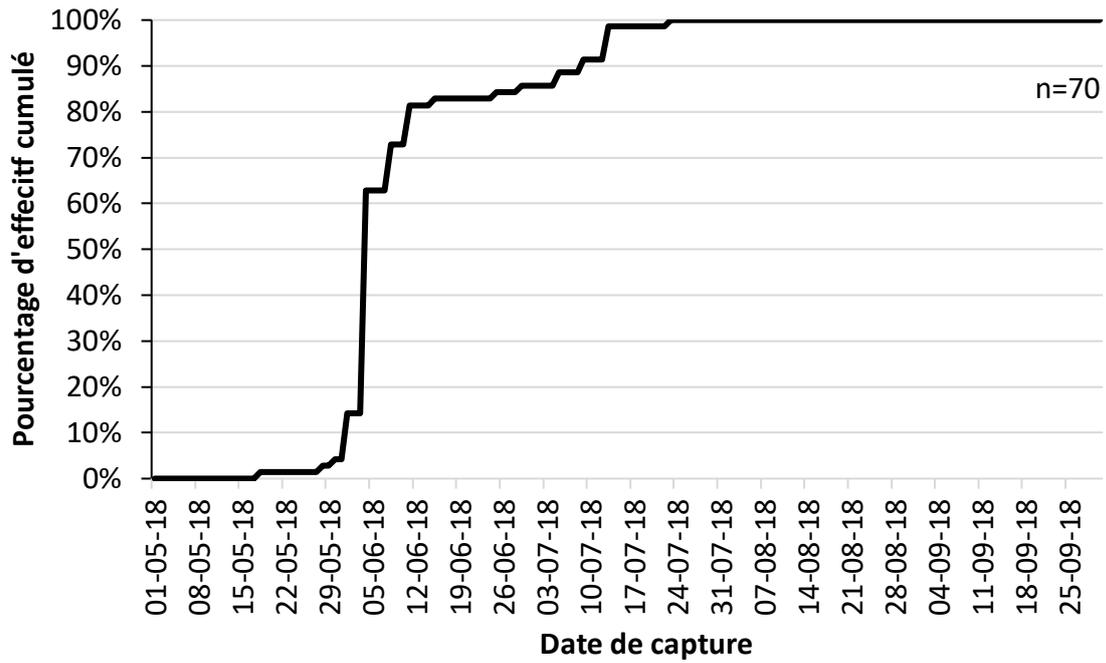


Fig.3 : Histogramme du nombre d'anguilles jaunes par classe de taille (en mm) capturées dans la petite échelle de Lixhe en 2018.

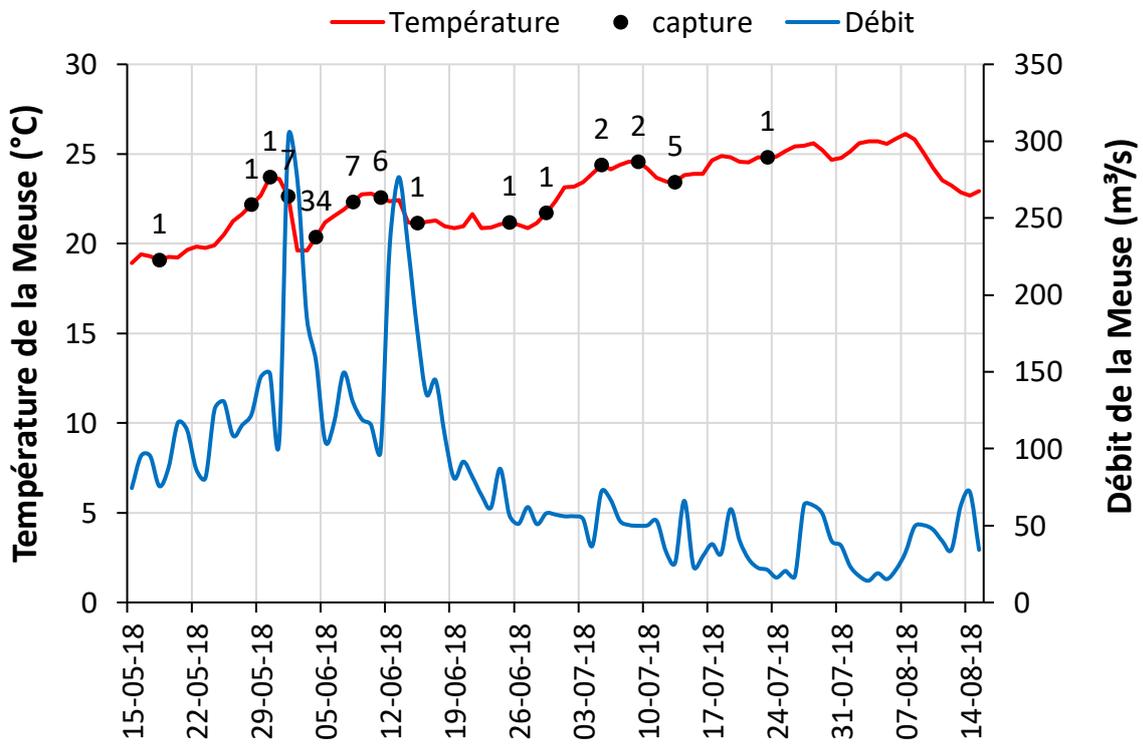


Fig.4 : Analyses des captures d'anguille sur la période de monitoring selon la température de la Meuse (ligne rouge), le débit de la Meuse (ligne bleue) et le nombre d'individus capturés (rond noir et chiffre associé).

2.1.4. Evolution historique des captures de 1992 à 2018 pour l'anguille européenne

Pour cette espèce, la chute du recrutement se confirme avec un effectif de 70 individus capturés en 2018 (Fig.5). L'effectif capturé en 2018 augmente légèrement par rapport à 2016 et 2017 et pourrait être le résultat de repeuplement en civelles réalisés en aval du barrage de Lixhe par le SPW-Service de la pêche depuis 2016.

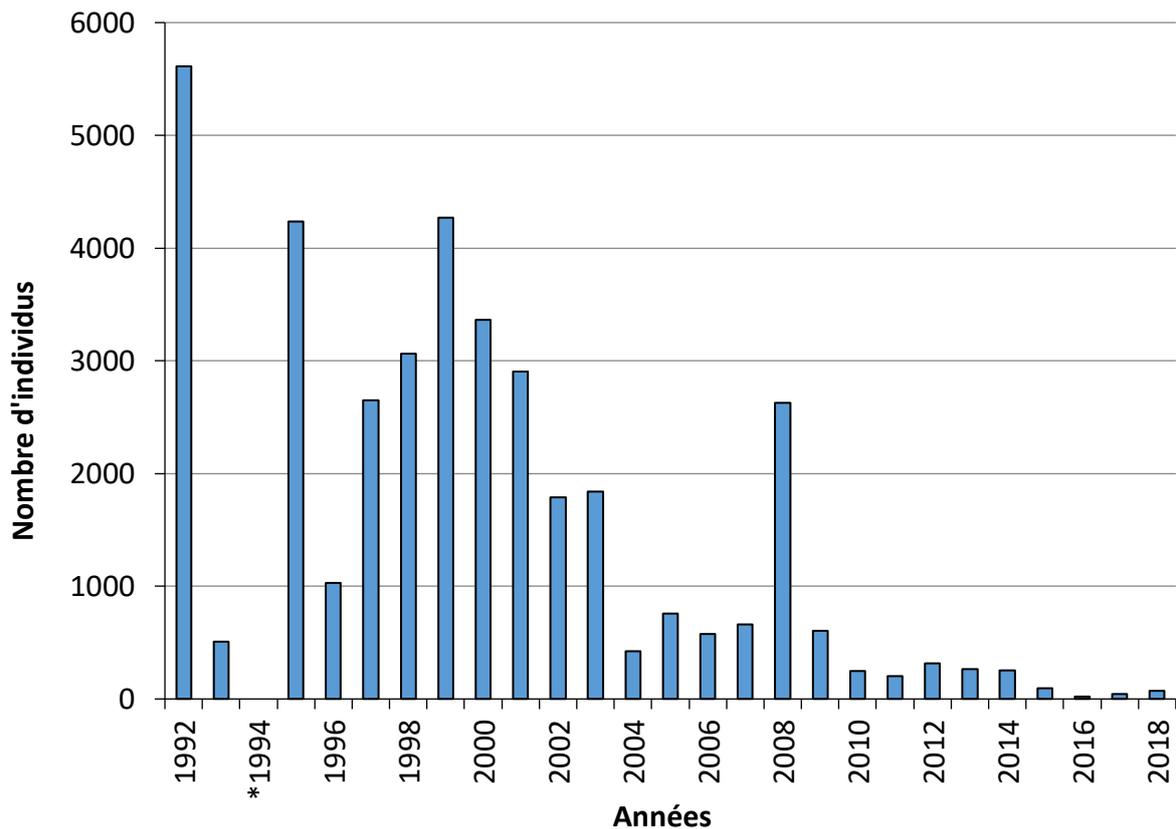


Fig.5 : Evolution du nombre d'anguilles jaunes capturées en remontée dans la petite échelle à poissons du barrage de Lixhe sur la Meuse entre 1992 à 2018.

L'ouverture du Haringvliet en automne 2018 pourrait être bénéfique aux remontées d'anguilles jaunes. Cette hypothèse pourra être partiellement vérifiée durant les prochaines campagnes de monitoring de remontées d'anguilles au sein de la petite passe à poissons de Lixhe, mais il faudra certainement attendre 2 à 3 ans pour espérer un impact potentiel sur Lixhe, car la progression des anguilles en remontée dans la Meuse est très lente (Nzau Matondo et Ovidio, 2018).

2.1.4 Bibliographie

- ICES (2018). Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), 24–27 September 2018, Hamburg, Germany. www.ICES.DK/ASC2018
- Jacoby D, Gollock M (2014). *Anguilla anguilla*. In: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species Version 2014.1. www.iucnredlist.org
- Nzau Matondo, B. and Ovidio, M. (2016). Dynamics of upstream movements of the European eel *Anguilla anguilla* in an inland area of the River Meuse over the last 20 years. *Environmental Biology of Fishes* 99(2-3): 223-235.
- Nzau Matondo, B. et al. (2017). Assessment of the Entering Stock, Migration Dynamics and Fish Pass Fidelity of European Eel in the Belgian Meuse River. *River Research and Applications* 33(2):292-301
- Nzau Matondo, B. and Ovidio, M. (2018). Decreased stock entering the Belgian Meuse is associated with the loss of colonisation behaviour in yellow-phase European eels. *Aquatic Living Resources* 31, 7.

**ACTION 3. CARACTERISATION DES COMPORTEMENTS DE REMONTEE
DES POISSONS DANS L'AXE FORME PAR LA MEUSE, EN AMONT DU
BARRAGE DE LIXHE, VIA LES BARRAGES DE MONSIN ET D'IVOZ-
RAMET ET FORME PAR LA BASSE OURTHE EN AMONT DU BARRAGE
D'ANGLEUR/ GROSSES BATTES (ULIEGE)**

3.1 Présentation des sites et du système de détection automatique

3.1.1 Mise en place du programme de suivi RFID en Meuse liégeoise

La libre circulation des poissons migrateurs en remontée dans la Meuse liégeoise à partir de la frontière néerlandaise mitoyenne à Eijsden est perturbée par quatre grands barrages de navigation associés à des centrales hydroélectriques (Fig.1). De l'aval vers l'amont, ces ouvrages sont situés à Lixhe (Visé), Monsin (Liège), Ivoz-Ramet (Flémalle) et Ampsin-Neuville (Amay).

Dans le cadre du programme Saumon Meuse, le barrage de Lixhe, Monsin et Ivoz-Ramet ont été équipés par le SPW(DGO2) d'une passe à poissons multi-spécifique respectivement en 1998, 2001 et 2002. L'aménagement d'une passe spécifique à l'anguille a été réalisé en 2015 à Ivoz-Ramet lors de la construction de la nouvelle écluse. Un projet de construction d'une rivière de contournement est prévu à Ampsin dans les années à venir. Dans le bief entre les barrages de Monsin et d'Ivoz-Ramet se jette l'Ourthe, qui est obstruée par un obstacle majeur, le barrage des Grosses Battes, qui est équipé depuis 2009 d'une passe à poissons moderne.

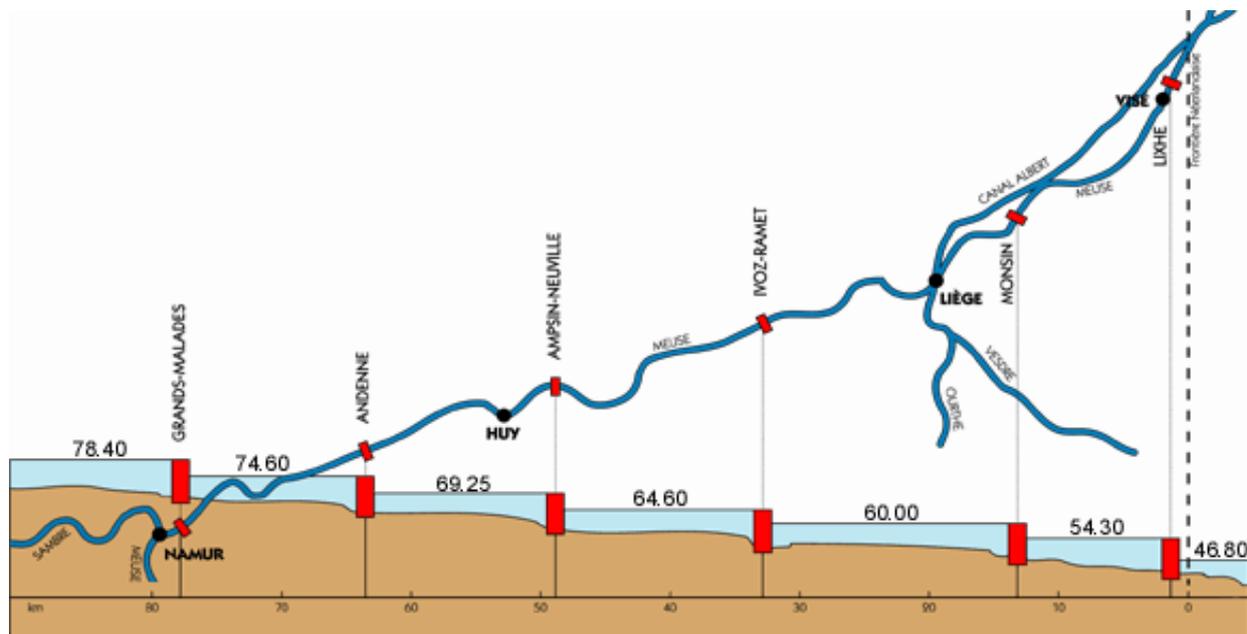


Fig.1 : Localisation des barrages de navigation+ centrales hydroélectriques sur la Meuse wallonne entre Visé et Namur (source : SPW).

Jusqu'à 2010, l'efficacité du rétablissement de la libre remontée des poissons migrateurs en Meuse liégeoise a surtout été vérifiée grâce à des pièges de capture installés dans les échelles de Lixhe (Meuse) et des Grosses Battes (Ourthe) (cf. Action 1 ULiège). Dépourvues de pièges de capture, les échelles de Monsin et d'Ivoz-Ramet n'ont pu être contrôlées

qu'exceptionnellement par vidange complète des bassins et récolte des poissons à l'épuisette. Fin des années 1990, quelques observations intéressantes ont été réalisées grâce aux suivi télémétriques manuels de poissons interceptés en remontée à Lixhe, pourvus d'un émetteur radio, relâchés dans la Meuse en amont du barrage puis radio-pistés manuellement dans l'axe Meuse et dans la basse Ourthe (voir rapports saumon des années 1997-1998, lien : <http://hdl.handle.net/2268/160787>)

A partir de 2010, l'ULiège a entrepris de mettre progressivement en place en région liégeoise un réseau de détection automatique (méthode RFID : IDentification par Radio-Fréquence) des passages des poissons porteurs d'un transpondeur RFID au sein des passes migratoires. Pour suivre la remontée de poissons au-delà du barrage de Lixhe, la mise en place du réseau d'antennes de détection a progressé selon le calendrier suivant : échelle de Monsin en 2010 et modernisé en 2015 avec l'installation d'une seconde antenne à l'entrée de l'échelle, échelle d'Ivoz-Ramet en 2011 et échelle de Liège Grosses Battes en 2012.

L'avantage de la marque RFID est sa faible taille, son coût limité et sa durée de vie qui est illimitée car elle ne contient pas de batterie, et renvoie un code par interrogation via un champ magnétique envoyé par les antennes. Les poissons marqués peuvent donc être suivis sur plusieurs années consécutives.

3.1.2 Description du réseau de détection RFID en Meuse liégeoise

3.1.2.1 Méthode utilisée

L'équipement RFID (marque CIPAM, Clermont-Ferrand, France) de détection automatique permet de suivre individuellement les poissons marqués avec un transpondeur RFID (Fig.2: Texas instrument 23mm Glass Transpondeur). Un rapport poids du poisson/ poids du transpondeur (<2%) doit être respecté pour éliminer tout impact sur le comportement du poisson. Le poisson marqué est détecté automatiquement lors de son passage à travers une antenne installée dans les passes à poissons qui est reliée à une station d'enregistrement, l'information est directement transmise à cette station. Le code du poisson détecté est stocké en mémoire avec comme informations la date et l'heure de la détection. Ces données seront par la suite transférées sur un ordinateur pour être analysées.

Le marquage s'effectue sur le site du barrage de Lixhe par insertion du transpondeur RFID dans la cavité abdominale du poisson. Après capture dans la cage de capture, le poisson est au

préalable anesthésié et les instruments désinfectés. Une incision de maximum 5mm est réalisée pour permettre l'insertion de la puce dans la cavité abdominale. Une fois le marquage effectué le poisson est maintenu en stabulation le temps qu'il soit bien réveillé et est relâché en amont du barrage de Lixhe pour être éventuellement détecté au sein des échelles à poissons amont.



Fig.2 : Transpondeur RFID (Texas Instrument)

3.1.2.2 Dispositif de détection

Le complexe de détection est formé par l'installation d'antennes de détection RFID automatique reliées à une station d'enregistrement (Fig.3) au niveau des passes à poissons du bassin aval de la Meuse (Fig.4).



Fig.3 : Station d'enregistrement RFID automatique (à gauche) et antenne de détection (à droite)

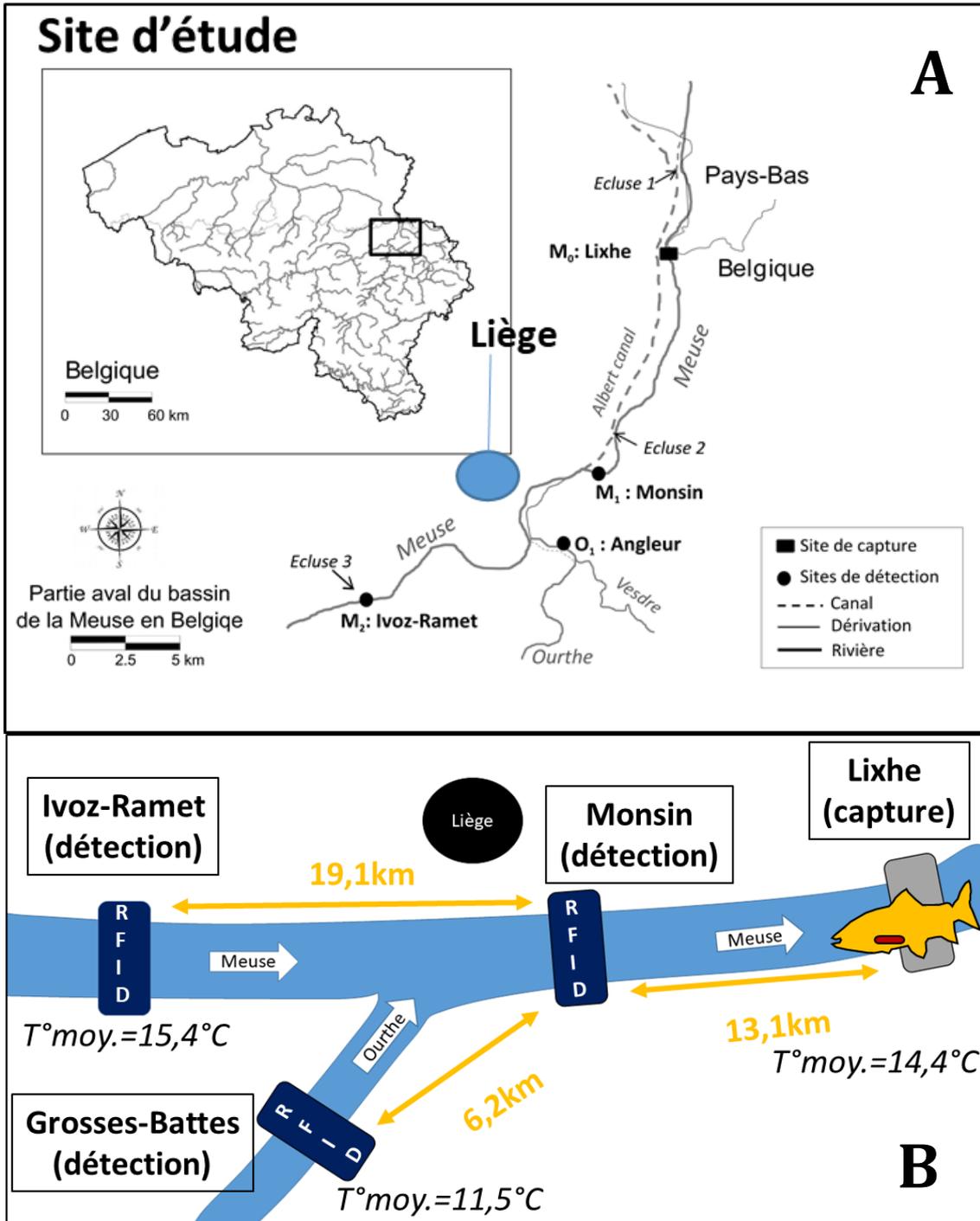


Fig.4 : Représentation du complexe de détection dans la partie aval du bassin de la Meuse à l'échelle (partie A) et d'un point de vue schématique (partie B)

a) Monsin (Meuse aval confluence Ourthe)

La première antenne de détection a été installée en début 2010 au niveau de l'échancrure aval du bassin supérieur de l'échelle de Monsin (Meuse), située à 13,1km en amont du barrage de Lixhe. En mars 2015, nous avons installé une seconde antenne au niveau de l'échancrure aval du deuxième bassin inférieur de l'échelle à poissons (Fig.5). Avec ces deux antennes, il est

possible de vérifier si un individu entré dans l'échelle (et détecté à l'antenne aval) en ressort par détection à l'antenne amont. Ce dispositif permet également de connaître le temps de transit nécessaire pour franchir le barrage via l'échelle à poissons.



Fig. 5 : Photo de l'antenne de détection RFID placée au niveau de la dernière échancrure de la passe à poissons de Monsin (à gauche) et celle installée en 2015 dans la partie aval de l'échelle à poissons (à droite).

b) Ivoz-Ramet (Meuse amont de la confluence Ourthe)

Le barrage d'Ivoz-Ramet situé à 32,2km en amont du barrage de Lixhe et 19,1km du barrage de Monsin représente le premier barrage en amont de la confluence avec l'Ourthe. Une station de détection RFID a été mise en place (fig. 6) en juillet 2011. L'antenne est installée au niveau de l'échancrure aval du bassin supérieur de la passe à poissons.

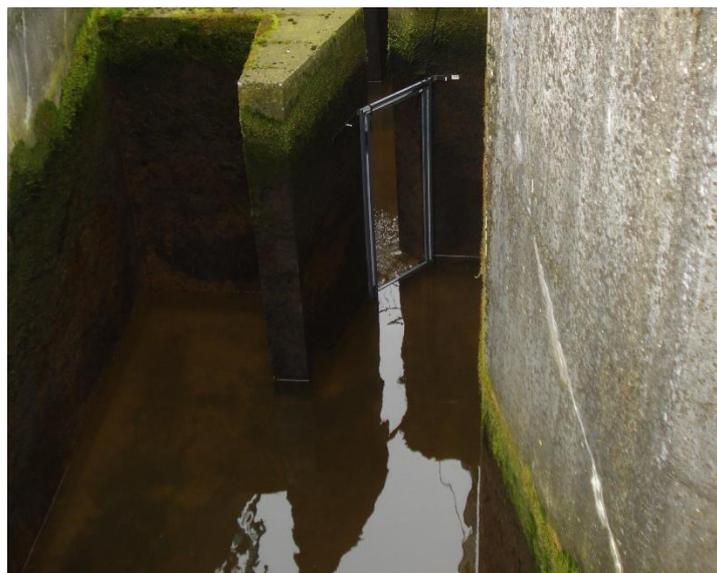


Fig.6 : Antenne de détection automatique RFID installée au sein de la passe à poissons du barrage d'Ivoz-Ramet.

c) Grosses-Battes (Basse Ourthe)

Dans l'échelle à poissons du barrage des Grosses Battes sur l'Ourthe (Fig.7) situé à 19,3km en amont de Lixhe et 6,2km en amont de Monsin, une station de détection RFID a été mise en place le 29 mars 2012 avec une antenne au niveau de l'échancrure aval de l'avant dernier bassin amont de l'échelle.



Fig.6 : A gauche : antenne de détection RFID au niveau d'une échancrure à l'amont de l'échelle à poissons du barrage des Grosses Battes sur la basse Ourthe à Liège. A droite : station d'enregistrement des données logée dans une armoire métallique spécialement installée sur la pile du barrage mobile.

3.2 Conditions environnementales pour l'année 2018

Le débit de la Meuse à hauteur du barrage + centrale hydroélectrique de Monsin (débit turbiné maximum de 450 m³/s avec 3 turbines Kaplan à axe vertical de 150 m³/s) est la résultante de l'apport venant de l'amont (station de Liège) et de la dérivation de l'eau. L'eau qui arrive au barrage de Monsin est transférée vers l'aval en direction du barrage de Lixhe et des Pays-Bas par trois voies possibles : le turbinage hydroélectrique, la surverse aux déversoirs ainsi que les pertes diverses au niveau des vannes et l'alimentation de l'échelle à poissons (y compris le débit d'attrait). Le régime des débits dans le bief Lixhe–Monsin de 13,5 km est reflété par les mesures effectuées à Lixhe. En 2018, les régimes de température et de débit sur la Meuse et l'Ourthe ont été décrits au préalable au chapitre 1. Pour rappel, l'année 2018 a surtout été marquée par une période de bas débit suite à la période de sécheresse à partir de début août (débits < Percentile 5).

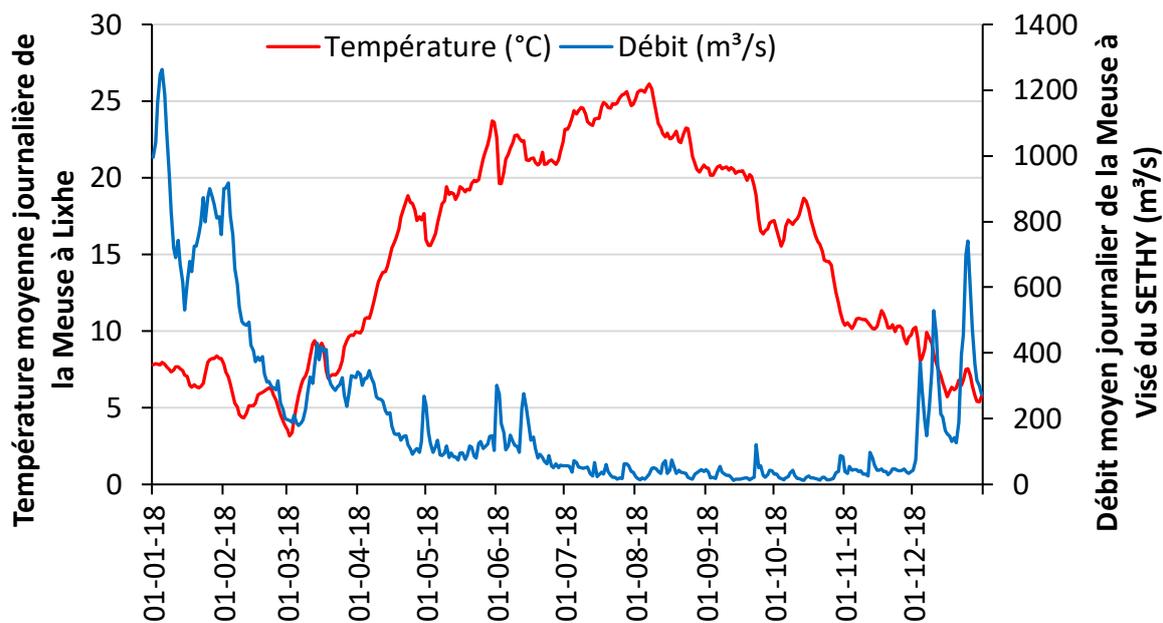


Fig.7 : Température (°C) et débits moyens journaliers (m³/s) de la Meuse à Visé-Lixhe en 2018 (source : SETHY SPW pour le débit).

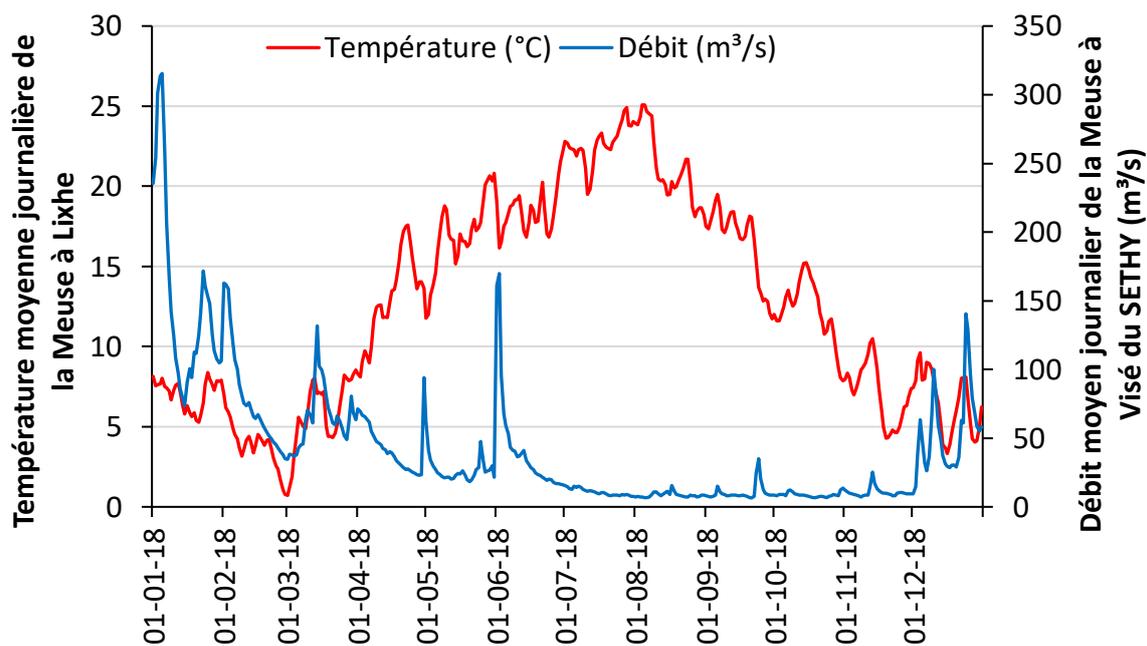


Fig.8 : Température (°C) et débits moyens journaliers (m³/s) de l'Ourthe à Angleur en 2018 (source : SETHY SPW).

3.3 Caractérisation en 2018 de la migration de remontée dans l'axe Meuse entre Lixhe, Monsin, Ivoz-Ramet et Grosses Battes de poissons marqués par puce RFID à Lixhe

3.3.1 Résultats 2018 : détections totales des poissons marqués en 2018

Au cours de l'année 2018, 112 poissons appartenant à 6 espèces ont été marqués avec transpondeur RFID à Lixhe. Tous les individus marqués ont été relâchés dans le canal d'alimentation de l'échelle à poissons de Lixhe. Sur les 112 poissons marqués en 2018, 63 individus (56%) ont été détectés en amont de Lixhe (Tableau 1) : 34 anguilles, 13 chevaines, 10 hotus, 4 barbeaux et 2 silures

Tableau 1. Nombre de poissons des différentes espèces et écotypes marqués par puce électronique Texas Instrument (RFID) après capture dans les échelles à poissons de Lixhe puis détectés lors de leur passage dans des échelles à poissons à l'amont sur la Meuse à Monsin et Ivoz et sur la basse Ourthe à Angleur-Liège pour l'année 2018.

Espèce	Nombre	Marquage RFID			Détection RFID amont	
		Longueur mm			n	%
		Moy	Min	Max		
Truite commune	1	346	-	-	0	0
Barbeau	8	569	498	661	4	50
Hotu	17	364	265	450	10	59
Chevaine	16	407	337	641	13	81
Silure	15	1019	905	1220	2	13
Anguille	55	460	300	760	34	62
Total	112				63	56

Pour les espèces typiquement rhéophiles représentées par les salmonidés (truite fario –truite de mer) et les cyprinidés d'eau vive (barbeau, chevaine, hotu), le taux de détection en amont du barrage de Lixhe des individus marqués en 2018 est de 64,3% (27/42) avec un pourcentage chez le chevaine de 81% (13/16), chez le hotu de 59% (10/17), chez le barbeau de 50% (4/8) et de 0% chez la truite (0/1). Chez l'espèce plutôt limnophile, le taux de détection en amont de Lixhe est de 13% (2/15) chez le silure. Nous avons observé un dysfonctionnement de la station RFID de Monsin en 2018 du 8 août au 15 décembre 2018 suite aux travaux sur le barrage.

3.3.2 Résultats au niveau du barrage de Monsin (Meuse)

Les détections (N=8688 du 01/01/18 au 07/08/18) de poissons au niveau du barrage de Monsin (13,1km en amont de Lixhe) concerne 85 poissons appartenant à 6 espèces différentes : l'anguille (n=45 ind.), l'aspe (n=3 ind.), le barbeau (n=4 ind.), le chevaine (n=14 ind.), le hotu (n=16 ind.) et le silure (n=3 ind.).

a) Résultats poissons marqués en 2018

Parmi les individus capturés et marqués en 2018 à Lixhe, 63 individus ont été détectés en 2018 au sein de la passe à poissons de Monsin. L'anguille est l'espèce avec le plus grand nombre d'individus détectés (N=34) et un pourcentage de détection de 61,82%. Le chevaine représente l'espèce avec le pourcentage d'individus détectés à Monsin le plus grand (81,25%). Les temps médians de migration vont de 0,23j/km pour l'anguille (min=0,08j/km et max=2,37j/km) à 1,37j/km pour le hotu (min=0,15 j/km et max=19,39j/km).

Au total 45 individus ont franchi complètement la passe à poissons de Monsin (Tableau XX) représentant un pourcentage d'efficacité total de 40,17% (Min= 6,67% pour le silure et Max=81,25% pour le chevaine) et un taux d'efficacité ajusté de 73,77% (Min=50% pour le barbeau, le hotu et le silure et Max=100% pour le chevaine). Les temps médians de transit au sein de la passe à poissons varient de 2h53 pour le hotu (min=1h08 et max=15h57) à 21h52 pour l'anguille (min=3h38 et max=92h40).

Tableau 2 : Données de détections observées en 2018 à Monsin (Meuse) pour les individus marqués en 2018 à Lixhe (Meuse)

Espèces	N marqués	N détectés	% détectés	Temps de migration Lixhe-Monsin (jours/km)			N Fr.	% eff. Tot.	% eff. Ajust.	Temps de franchissement (heures)		
				Médiane	Min	Max				Médiane	Min	Max
Truite commune	1	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Barbeau	8	2	25,00	0,38	0,31	0,46	1	12,50	50	1h20	-	-
Chevaine	16	13	81,25	1,07	0,23	3,66	13	81,25	100	3h06	1h28	39h50
Hotu	17	10	58,82	1,37	0,15	19,39	5	29,41	50	2h53	1h08	15h57
Silure	15	2	13,33	1,22	1,22	1,22	1	6,67	50	46h43	-	-
Anguille	55	34	61,82	0,23	0,08	2,37	25	45,45	73,53	21h52	3h38	92h40

b) Résultats poissons marqués avant 2018

A Monsin, en 2018, 24 poissons appartenant à 5 espèces (barbeau, hotu, silure, aspe et anguille) ont été détectés après un marquage RFID réalisé avant 2018 (2011 à 2017). N=11 anguilles ont été détectées à Monsin de 1 à 6 ans post-marquage à Lixhe. On dénombre également 6 hotus (5 marqués en 2017 et 1 marqués en 2016), 3 aspès, 2 barbeaux et un silure (7 ans post marquage, marqué en 2011).

Le pourcentage d'efficacité ajusté de l'échelle à poisson de Monsin varie de 0% (silure) à 100% (aspe). L'espèce la plus rapide pour franchir complètement le barrage par la passe de Monsin est l'aspe avec un temps médian de 1h31 (min=1h23 et max=2h00) et l'espèce la moins rapide est l'anguille avec un temps médian de 18h13 (min=5h44 et max=97h45).

Tableau 3 : Données de détections observées en 2018 à Monsin (Meuse) pour les individus marqués avant 2018 à Lixhe (Meuse)

Espèces	N détectés	N par année	Temps de migration Lixhe-Monsin (jours/km)			N Fr.	% eff. Ajust.	Temps de franchissement (heures)		
			Médiane	Min	Max			Médiane	Min	Max
Barbeau	2	2 (2017)	26,95	25,88	28,02	2	100	3h54	1h33	6h14
Hotu	6	1 (2016) 5 (2017)	27,82	24,05	55,80	5	83,33	2h40	1h35	8h35
Silure	1	1 (2011)	195,50	-	-	0	0	-	-	-
Aspe	3	1 (2016) 2 (2017)	29,47	27,18	49,08	3	100	1h31	1h23	2h00
Anguille	11	1 (2012) 1 (2014) 2 (2015) 7 (2017)	28,02	24,12	168,40	5	45,45	18h13	5h44	97h45

3.3.3 Résultats au niveau du barrage des Grosses Battes (Ourthe)

En 2018, la remontée depuis l'amont du barrage de Lixhe jusqu'au barrage de Liège Grosses Battes sur la base Ourthe concerne 27 poissons (149 détections : 11 marqués en 2018, 8 marqués en 2017, 6 marqués en 2016, 1 marqué en 2015 et 1 marqué en 2014) : 11 barbeaux, 11 chevaines, 2 hotus, 1 silure et 2 anguilles. Parmi ces 27 individus, 6 individus (6 barbeaux) n'ont pas été au préalable détectés au niveau de la passe à poissons de Monsin. Ces individus ont certainement utilisé la petite écluse de Monsin (liaison Meuse aval Monsin – canal Albert) comme voie de passage alternative car la période de détection correspond à la période de fonctionnement de la station de Monsin (Fig.9).

Pour ce qui concerne l'anguille, deux individus ont été détecté en 2018 au niveau du barrage

des Grosses Battes. Ce résultat s'explique certainement par le faible effectif d'anguilles marquées en 2018 (n=55), et puis rappelons que l'axe Ourthe correspond à un habitat (eau courante et assez froide) moins favorable que l'axe Meuse canalisée dans le prolongement du barrage de Monsin (Nzau Matondo et al., 2017). De plus un des deux individus a été détecté au barrage d'Ivoz-Ramet 6 jours avant sa détection au Grosses Battes.

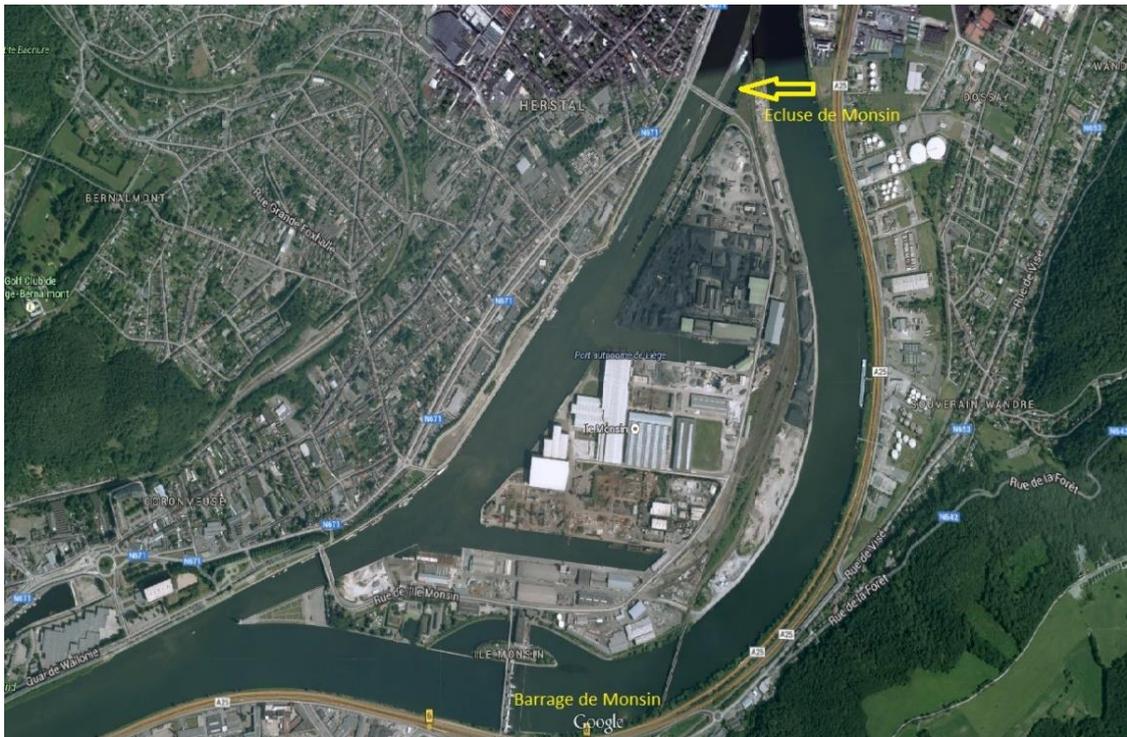


Fig.9 : Vue aérienne du barrage de Monsin et de l'écluse de Monsin par où les poissons peuvent bifurquer vers le canal Albert et remonter vers la Meuse, sans passer par l'échelle à poissons du barrage de Monsin.

3.3.4. Résultats au niveau du barrage d'Ivoz-Ramet (Meuse)

En 2018, on ne dénombre 10 individus appartenant à 4 espèces : 4 chevaines (3 marqués en 2018 et 1 en 2017), 2 hotus (tous les deux marqués en 2017), 1 aspe marqué en 2017 et 3 anguilles (marquées en 2018) dont une détectée à posteriori aux Grosses Battes. Dans l'analyse des remontées des anguilles et autres espèces au barrage d'Ivoz Ramet, il faut tenir compte d'une possibilité de passage des poissons par les écluses de navigation en rive droite. Pour l'anguille, une autre voie de passage serait l'utilisation de la nouvelle passe à anguille installée en automne 2015 (Fig.10). Cette nouvelle passe à anguille n'est pas encore équipée d'une antenne RFID mais sa remise en fonction (problème d'approvisionnement d'eau depuis sa mise en place) en automne 2018 réaffirme l'idée qu'il faudrait équiper cette passe.



Fig.10 : Nouvelle passe à anguilles sur le barrage d'Ivoz Ramet

Dans l'interprétation de ces chiffres, il faut tenir compte du fait qu'il s'agit de valeurs sous-estimées car :

- i) bon nombre de poissons marqués en 2018 à Lixhe pourront poursuivre leur migration de remontée en 2019 et ultérieurement ;
- ii) on ne doit pas exclure le franchissement du barrage de Monsin par des voies alternatives comme l'écluse de Monsin entre la Meuse et le canal Albert ou, dans le cas des anguilles, de petits interstices sous ou entre les vannes du barrage ;
- iii) les poissons pucés sont susceptibles de subir une certaine mortalité (ou une perte de marque) pendant leur séjour en Meuse après marquage. Par expérience, cette probabilité est toutefois extrêmement faible.
- iv) la station de Monsin n'a pas été opérationnelle de août à novembre 2018, ce qui minimise certainement les remontées jusque Monsin pour l'année 2018.

3.4 Bilan 2010-2018 de la migration de remontée dans l'axe Meuse entre Lixhe, Monsin, Ivoz-Ramet et Grosses Battes de poissons marqués par puce RFID à Lixhe

3.4.1 Taux de détection en amont de Lixhe

Au cours des neuf années (2010 à 2018), 2280 poissons ont été marqués individuellement au moyen d'un transpondeur RFID puis relâchés dans la Meuse en amont du barrage de Lixhe. Ces poissons ont été pucés après leur capture dans la grande échelle de Lixhe via une cage de capture ou via des nasses installées dans les bassins de l'échelle pour la capture d'anguilles, et dans la petite échelle de Lixhe. Un article résumant les données de 2012 à 2016 a été accepté dans la revue Fisheries Research au printemps 2018 (Benitez et al., 2018 : <http://hdl.handle.net/2268/226307>)

A ce jour, on a enregistré (tableau 4) la détection de 791 individus, toutes espèces confondues, dans au moins une échelle installée en amont de Lixhe. Cela représente un taux de détection de 34,7% des individus marqués et relâchés en amont de Lixhe. Pour **les espèces rhéophiles ce taux total de détections atteint 59,4%** (259 ind. / 436 ind.), avec 47,9% pour la truite commune (23/48), 49,4% pour le barbeau (77/156), 54,4% pour le hotu (37/68) et 74,1% pour le chevaine (120/162). Pour l'aspe qui est une espèce assimilée aux espèces rhéophiles, ce taux de détection est de 15% (22/147). **Pour les espèces non rhéophiles (excepté l'anguille), le taux total de détections atteint 13,7%** (30/208), avec des taux de détections les plus élevés pour le brochet avec 40%, pour l'ide mélanote avec 22,2% et pour le silure avec 17,3%. **Pour l'anguille, le taux total de détection en amont de Lixhe est de 32,5%** (480/1479).

Tableau 4. Nombre de poissons des différentes espèces et écotypes marqués par puce électronique RFID après capture dans les échelles à poissons de Lixhe de 2010 à 2018, puis détectés lors de leur passage dans des échelles à poissons à l'amont sur la Meuse à Monsin et à Ivoz Ramet et sur la basse Ourthe à Angleur-Liège de 2010 à 2018. (N individus détectés à Monsin représente les individus détectés par une des deux antennes installées dans la passe de Monsin).

Espèces	Marque Lixhe (2010- 2018)	N individus détectés (2010-2018)			Individus détectés	
		Monsin	Ivoz	GB	N	%
Barbeau	156	47	6	54	77	49,4
Chevaine	162	109	37	55	120	74,1
Hotu	68	36	4	3	37	54,4
Truite commune	48	19	2	14	23	47,9
Truite aec	2	1	-	2	2	100,0
<i>Espèces rhéophiles</i>	436	212	49	128	259	59,4
Aspe	147	22	2	1	22	15,0
Carpe	27	1	-	1	2	7,4
Ide mèlanote	18	4	-	-	4	22,2
Silure	81	13	1	2	14	17,3
Tanche	6	-	-	1	1	16,7
Brochet	5	2	-	-	2	40,0
Brème commune	31	2	-	1	3	9,7
Gardon	49	4	1	2	4	8,2
Rotengle	1	-	-	-	0	0,0
<i>Espèces non rhéophiles</i>	218	48	4	8	30	13,7
Anguille	1479	453	78	61	480	32,5
Total	2280	713	131	197	791	34,7

Le nombre de détection apparait très variable selon les espèces et les groupes écologiques d'espèces mais également en fonction des lieux de détections :

- On observe un décalage entre l'année de marquage et l'année de détection chez certains individus. En 2018, on enregistre le passage de plusieurs poissons marqués entre 2010 et 2017.
- Les espèces rhéophiles typiques comme la truite et le barbeau et dans une moindre mesure pour le chevaine, privilégient l'Ourthe comme voie de migration, avec 72,3% des poissons détectés aux Grosses Battes contre 27,7% dans la passe à poissons d'Ivoz-Ramet sur la Meuse.
- En prenant en compte l'ensemble des poissons détecté à la sortie de la passe à poissons de Monsin, qui ont été détectés à la seconde antenne ou dans une des passes en amont, le taux de franchissement du barrage de Monsin est estimé à 50,6% chez les espèces rhéophiles marquées à Lixhe contre 10,6% chez les espèces non rhéophiles comme la carpe, la brème commune, le brochet, la tanche, le gardon et le silure auxquelles on adjoint l'ide et l'aspe. Ce taux de franchissement est certainement sous-estimé du fait qu'on observe des individus

déTECTÉS en amont du barrage de Monsin, dans la passe à poissons d'Ivoz Ramet sur la Meuse et dans la passe à poissons des Grosses Battes sur l'Ourthe, sans que ces individus ne soient détectés à Monsin. Nous supposons qu'un certain nombre d'individus franchissent le barrage de Monsin par le canal Albert via l'écluse située en aval de Monsin ou passent par l'échelle de Monsin lors d'un dysfonctionnement de la station de détection comme observé au printemps 2012. Ce taux plus important de 50,6% de franchissement enregistré chez les espèces rhéophiles, s'explique par le fait que ces espèces doivent migrer vers l'amont pour trouver des habitats de ponte favorables à leur reproduction, en l'occurrence dans l'Ourthe. On ne peut exclure qu'un certain nombre de ces poissons rhéophiles comme le chevaine et le hotu se reproduisent en Meuse en aval du barrage de Monsin sur les hauts fonds de graviers en aval des ouvrages. Le très faible (10,6%) taux de franchissement enregistré avec des espèces ubiquistes et limnophiles peut s'expliquer par le fait que les poissons concernés ne cherchent pas à remonter plus loin car ils trouvent plus facilement les conditions d'habitat recherchées dans le bief Lixhe-Monsin, mais aussi parce que leur faculté à se déplacer sur de plus grandes distances est moins importante.

3.4.2 Mesure d'efficacité de la passe à poissons de Monsin (Meuse)

Le placement d'une deuxième antenne de détection au niveau de l'échelle à poissons de Monsin en 2015, nous a permis de calculer un taux d'efficacité ajusté (nombre d'individus détectés à l'antenne aval vs. nombre individus détectés à l'antenne amont) selon la définition de Ovidio et al. (2017). Nous pouvons également calculer un temps de transit au sein de la passe à poissons.

a) Taux d'efficacité ajusté

Depuis l'installation de la seconde antenne (en aval dans la passe à poissons de Monsin), on a enregistré la détection de **19 barbeaux**, issus des marquages à Lixhe entre 2010 et 2018, qui ont été détectés à l'antenne 1 (=antenne aval) situé dans le premier bassin de l'échelle à poissons, dont 16 qui ont été détectés à l'antenne 2 (=antenne amont), ce qui représente un taux d'efficacité ajusté de la passe du barrage de Monsin de **84,2%** pour les individus se présentant à l'entrée de l'échelle à poissons. Sur les **34 hotus** détectés à l'antenne 1 de l'échelle à poissons de Monsin, 21 individus ont été détectés à l'antenne 2 ce qui représente un taux d'efficacité ajusté de **61,7%** pour les individus se présentant à l'entrée de l'échelle à

poissons. Chez la **truite** commune se taux de d'efficacité ajusté atteint **91,1%** des individus se présentant à l'entrée de l'échelle à poissons. Pour l'**aspe**, le taux d'efficacité ajusté est de **100%** (18/18). Parmi les espèces plutôt limnophiles, le taux d'efficacité ajusté de l'échelle du barrage de Monsin, est de **25%** (1/4) chez l'**ide**. Chez le silure ce taux atteint 68,5% des individus se présentant à l'entrée de l'échelle à poissons. En ce qui concerne l'**anguille**, sur les 144 individus détectés à la première antenne du barrage de Monsin, 83 individus (**57,6%** de taux d'efficacité ajusté) ont été détectés à l'antenne située en amont dans l'échelle à poissons de Monsin, ce qui signifie que 42,4% des anguilles qui se présentent à l'entrée de l'échelle ne franchissent pas le barrage de Monsin. Ainsi, l'anguille qui possède de faibles capacités de nage, pourrait être désavantagée et éprouver des difficultés à passer certaines échantures entre les bassins successifs.

b) Temps de transit au sein de l'échelle de Monsin

La distance totale de l'échelle à poissons de Monsin est de 146m, la première antenne est située en aval dans l'échelle et se trouve à 21 m de l'entrée et la seconde antenne est installée à 124m de l'entrée, la distance totale entre les deux antennes est de 123m et 17 bassins séparent les deux antennes. Il apparaît après analyse de l'histogramme (fig.11) que le temps de transit entre l'antenne aval et l'antenne amont varie selon l'espèce. Après quatre années de monitoring, l'effectif de poissons ayant transité par l'échelle à poissons de Monsin est de 217 individus. On observe que :

- la truite commune possède le temps de transit le plus rapide avec un temps médian de 1h08 compris entre 0h45 (individu le plus rapide) et 2h19.
- les autres espèces rhéophiles ont un temps de transit médian de 1h16 (aspe) à 3h31 (hotu).
- Le silure pour lequel nous disposons des données sur 9 individus en 2018 effectue le passage de la première antenne à la seconde en un temps minimum de 3h19 et un temps maximum de 46h43 avec une valeur médiane de 14h36.
- L'anguille est l'espèce qui présente un temps de transit le plus faible avec un temps médian de 18h13.

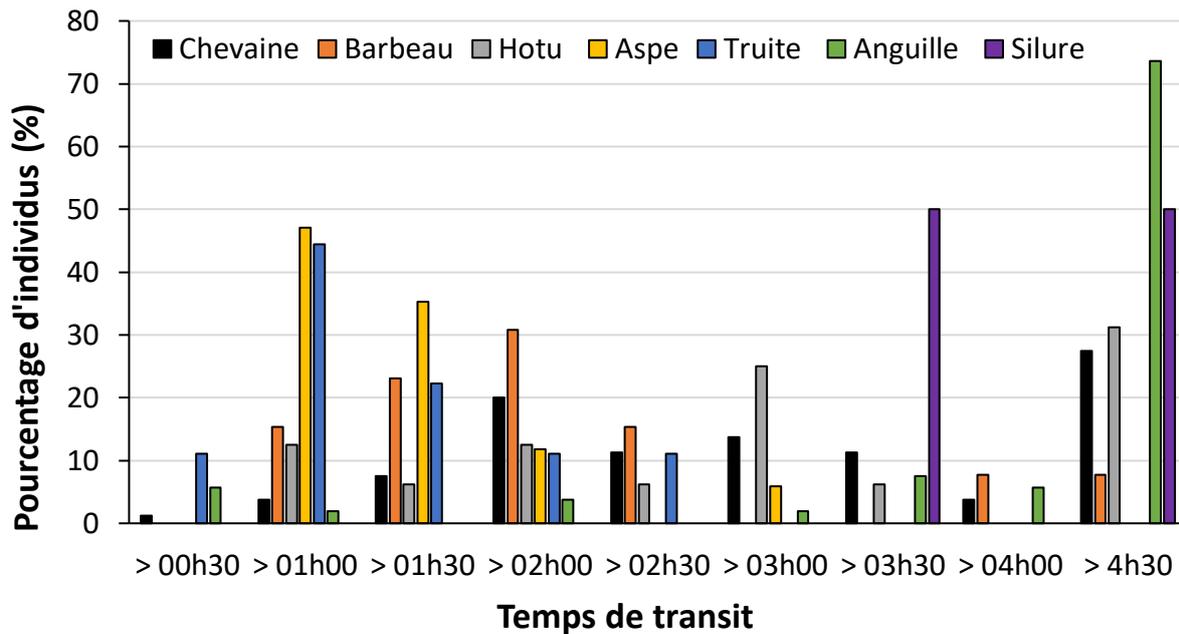


Fig. 11 : Pourcentage d'individus par espèce en fonction de gammes de temps de transit entre l'antenne aval et l'antenne amont de l'échelle à poissons de Monsin.

3.3.3. Dynamique de déplacement à l'échelle annuelle et nycthémérale

Les stations de détections installées dans les passes à poissons de Monsin, des Grosses Battes et d'Ivoz-Ramet permettent de définir à quelle période de l'année mais aussi du cycle nycthéméral les poissons utilisent les passes migratoires.

a) Espèces rhéophiles

Sur l'ensemble du réseau de détection, de 2010 à 2018 (fig.12), 257 individus rhéophiles (truite commune, barbeau, chevaine et hotu) ont été détectés à l'antenne située en amont dans la passe à poissons de Monsin. On observe différents profils d'activité à l'échelle annuelle mais également à l'échelle journalière :

- La truite présente trois pics à l'échelle annuelle avec un pic fin de printemps/début d'été (62,5%), un pic en automne (18,7%) et un pic fin d'hiver (18,7%). Les pics d'automne et hiver correspondent à la période de migration de reproduction de la truite commune et le pic de printemps est un pic d'activité observé sur plusieurs rivières (Ovidio et al., 1999 et 2017). A l'échelle nycthémérale, l'utilisation des passes à poissons se déroule généralement durant la phase diurne et les phases crépusculaires (87% de 7h à 19h).

- Le barbeau présente deux pics de déplacement à l'échelle annuelle, avec un pic au printemps (89%) correspondant à sa période de migration de reproduction et un pic en automne (11,7%). A l'échelle journalière, le barbeau est mobile toute la journée mais avec une préférence pour

la phase nocturne et les phases crépusculaires (72%).

- Le chevaine est principalement actif d'avril à juillet (91%) durant sa période de migration de reproduction. A l'échelle journalière, le chevaine est mobile toute la journée avec un faible pic durant la phase de couché de soleil (34%).

- Le hotu effectue des déplacements généralement durant le début du printemps (mars-avril : 67%) durant sa période de migration de reproduction. Le hotu est détecté durant toute la journée mais présente un pic de détection entre 13h et 19h (70%).

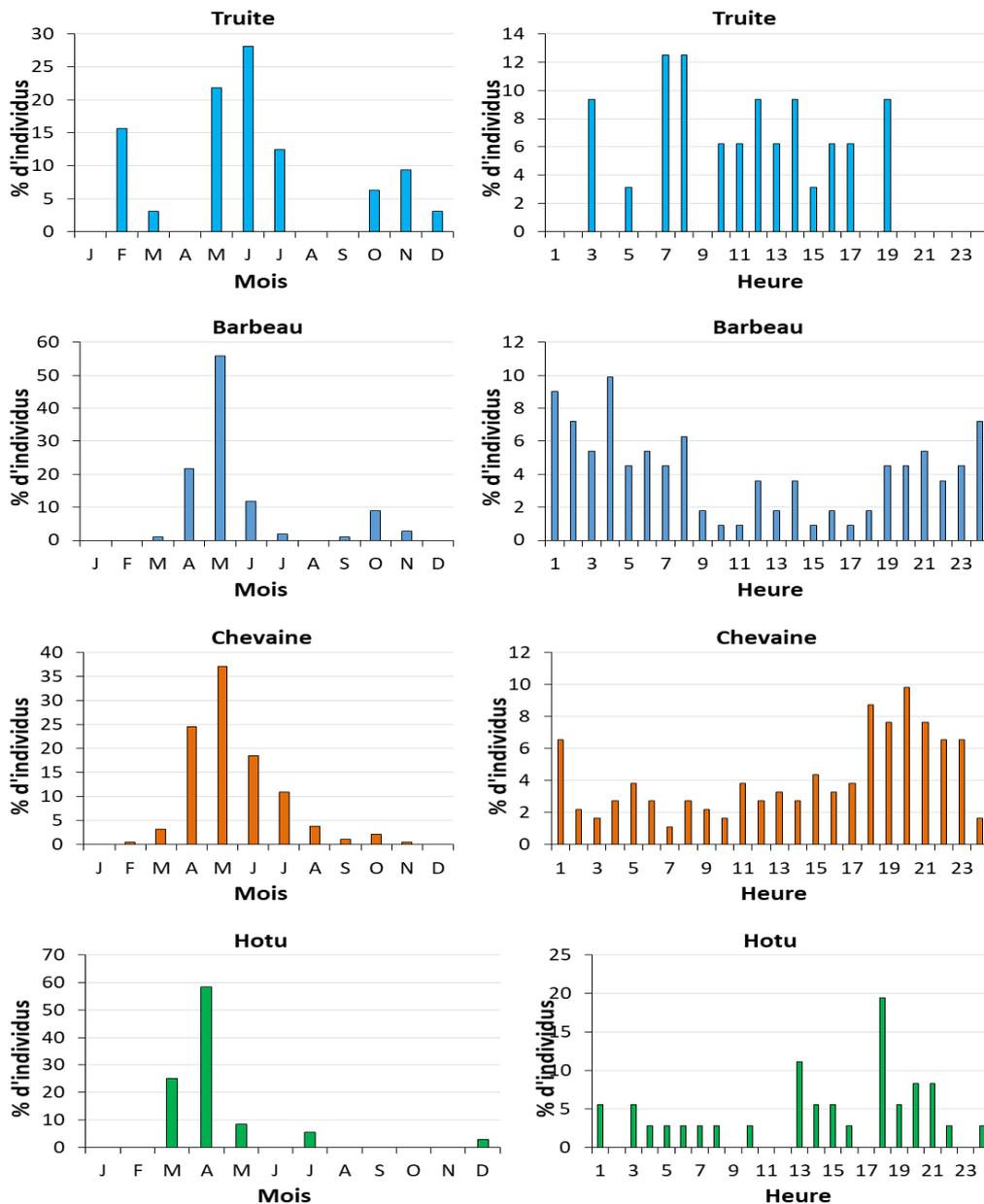


Fig. 12 : Pourcentage d'individus par espèce en fonction des mois de l'année (à gauche) et en fonction des heures de la journée (à droite) pour les espèces rhéophiles

a) *Autres espèces*

De la même manière que pour les espèces rhéophiles, le réseau de détection RFID installé en basse Meuse et en basse Ourthe permet d'obtenir des profils de dynamique de déplacement pour d'autres espèces (fig.13) :

- L'aspe qui est un cyprinidé rhéophile non-natif du bassin de la Meuse, est principalement détecté au sein des passes à poissons de mai à juillet (84%). Son activité à l'échelle journalière est principalement diurne (7h-17 : 80%).
- Le silure est uniquement détecté de mai à juillet avec un pic en juin (62%). Le silure est principalement (75%) nocturne (23h-5h).
- L'anguille possède une dynamique de déplacement à l'échelle annuelle qui s'étale de mai à septembre avec un pic en juin/juillet (91%). Son activité à l'échelle journalière est majoritairement nocturne (87% de 22h à 5h).

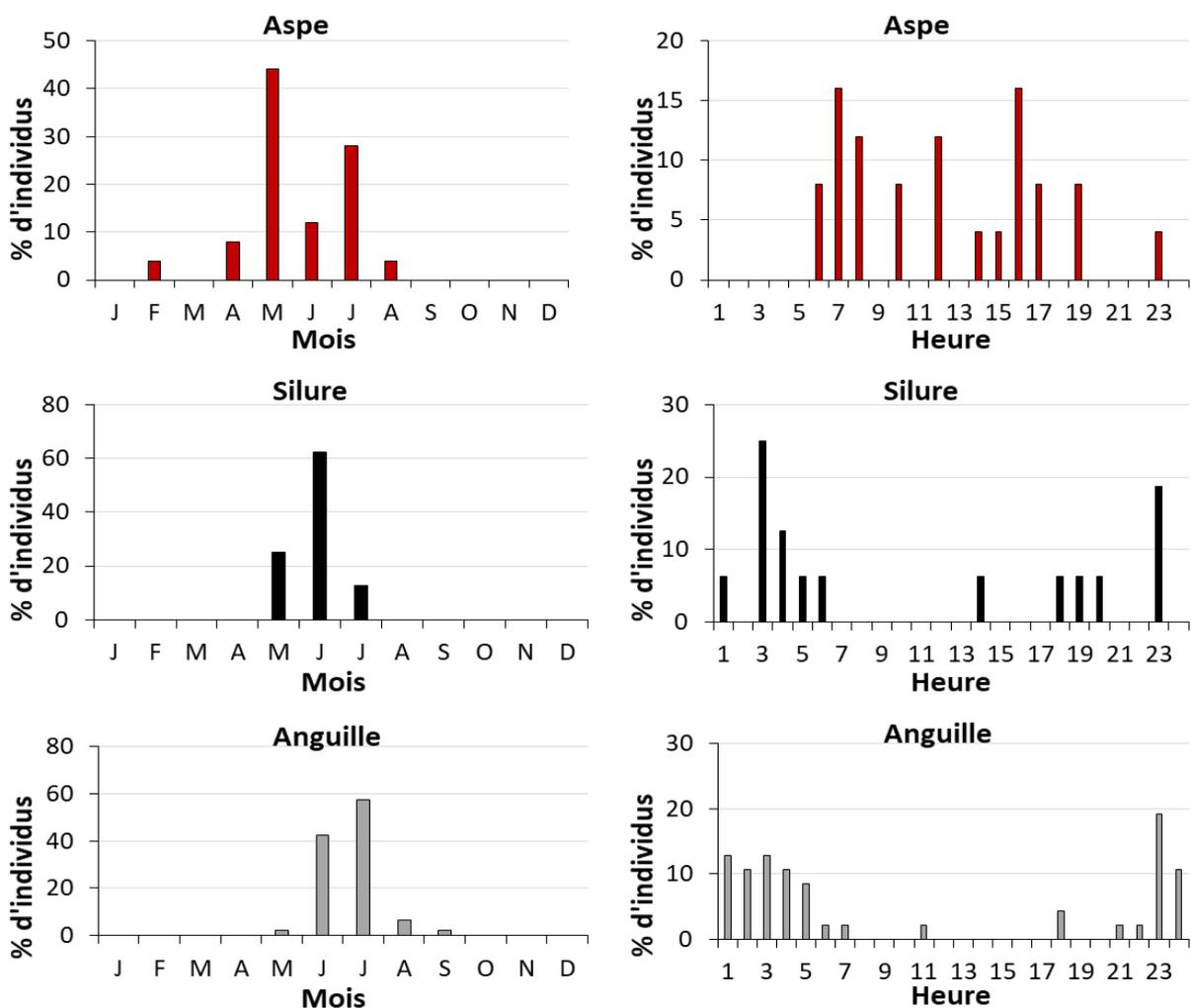


Fig. 13 : Pourcentage d'individus par espèce en fonction des mois de l'année (à gauche) et en fonction des heures de la journée (à droite) pour les autres espèces

3.5 Conclusions

- Au cours de ces neuf années (2010-2018), les déplacements de poissons munis d'un transpondeur et relâchés dans la Meuse en amont du barrage de Lixhe après capture, ont fait l'objet d'un monitoring automatique par système RFID au niveau de trois échelles à poissons stratégiques en région liégeoise : sur l'axe Meuse aux barrages de Monsin-Liège et d'Ivoz-Ramet et sur la basse Ourthe au barrage de Liège Grosses Battes.
- Les résultats démontrent que des espèces de poissons potamodromes se déplacent sur un linéaire important de la Meuse et exploitent les échelles à poissons, qui ont été construites dans le cadre du projet Saumon Meuse, sur l'ensemble du cycle annuel comme observé chez le barbeau et le chevaine par exemple avec des déplacements hors période de frai (Benitez et al., 2018). Le rétablissement de la continuité piscicole profite donc à une large gamme d'espèces et pas uniquement aux grands migrateurs. Nous observons une distinction assez importante entre les espèces rhéophiles, dont la fraction mobile est logiquement plus importante que chez les espèces limnophiles et ubiquistes.
- En ce qui concerne le devenir des poissons après leurs passages au barrage de Monsin, nous observons que les espèces rhéophiles bifurquent majoritairement vers les Grosses Battes dans l'Ourthe (>80%) par rapport au choix de la Meuse vers Ivoz-Ramet. Les anguilles choisissent préférentiellement de poursuivre leur route vers la Meuse avec 56% des individus mais la proportion d'individus qui bifurquent vers l'Ourthe n'est pas négligeable (44%).
- La réalisation de suivis sur plusieurs années consécutives permet de mettre en évidence de fortes variations inter-individuelles et/ou inter-spécifiques au niveau des vitesses de progression entre les biefs. Cela peut traduire que les individus plus rapides sont probablement à la recherche de zones de reproduction et doivent arriver à temps sur les frayères, alors que les plus lents sont en exploration ou en phase de colonisation, qui peut se dérouler par étapes sur plusieurs années (cas particulier de l'anguille).
- L'installation d'une deuxième antenne à Monsin nous a permis d'identifier si un poisson détecté à l'entrée de l'échelle l'était également à la sortie de l'échelle, ce qui

peut se traduire par le « succès de franchissement ». Il s'avère que 57 % des anguilles détectées à l'entrée de l'échelle parviennent dans la partie supérieure. En revanche chez les espèces rhéophiles le taux de franchissement est nettement meilleur et avoisine les 70%. Cela confirme notre hypothèse émise en 2014 qu'il subsiste probablement des vitesses de courant trop importantes pour l'anguille dans la passes à poissons de Monsin et qu'il conviendra de réfléchir à ce problème dans le futur.

- Le placement des deux antennes nous a également permis de déterminer le temps nécessaire pour franchir le barrage en empruntant l'échelle à poissons, avec des temps de parcours différents selon l'espèce. Le temps de transit complet de l'échelle à poissons de Monsin varie de 1h à 4h30 (90%) (minimum = 45 min et maximum = 360h). La truite a été l'espèce la plus rapide avec une valeur médiane pour le temps de transit complet de 1h06, suivie de l'aspe avec une valeur médiane de 1h08 min.

Bibliographie

- Benitez et al. (2018). Movement behaviours of potamodromous fish within a large anthropised river after the reestablishment of the longitudinal connectivity. *Fisheries Research* 207: 140-149
- Ovidio et al. (2017). The use of behavioural metrics to evaluate fishway efficiency. *River Research and Applications* 33(9): 1484-1493

**ACTION 4. CARACTERISATION DE LA DEVALAISON DES SMOLTS DE
SAUMONS ET TRUITES DE MER DANS LA BASSE OURTHE A MERY AU
PRINTEMPS 2018 AU COURS D'UNE DOUZIÈME SAISON DE
PIEGEAGE (ULIEGE)**

4.1 Présentation du site d'étude et méthode de capture

Au début 2007, les sociétés Mérytherm et Profish Technology ont équipé la centrale hydroélectrique du barrage de Méry sur l'Ourthe (Fig.1) d'un exutoire de dévalaison pour poissons (Fig. 3). En collaboration avec ces deux sociétés, le LDPH-ULiège a eu la possibilité d'installer un piège de capture expérimental à la sortie de cet exutoire de dévalaison, spécialement dans le but d'intercepter des smolts de saumon atlantique et de truite de mer en migration de dévalaison vers la Meuse et la mer. Depuis 2007, le piège fait l'objet d'un monitoring annuel qui se déroule lors de la période de migration de dévalaison des smolts (principalement de mars à juin). L'exutoire de dévalaison et le dispositif de piégeage (Fig.3 et 4) ainsi que les méthodes d'étude sont décrits en détail dans le rapport annuel Saumon 2007-2008 (Lien : <http://hdl.handle.net/2268/142637>).

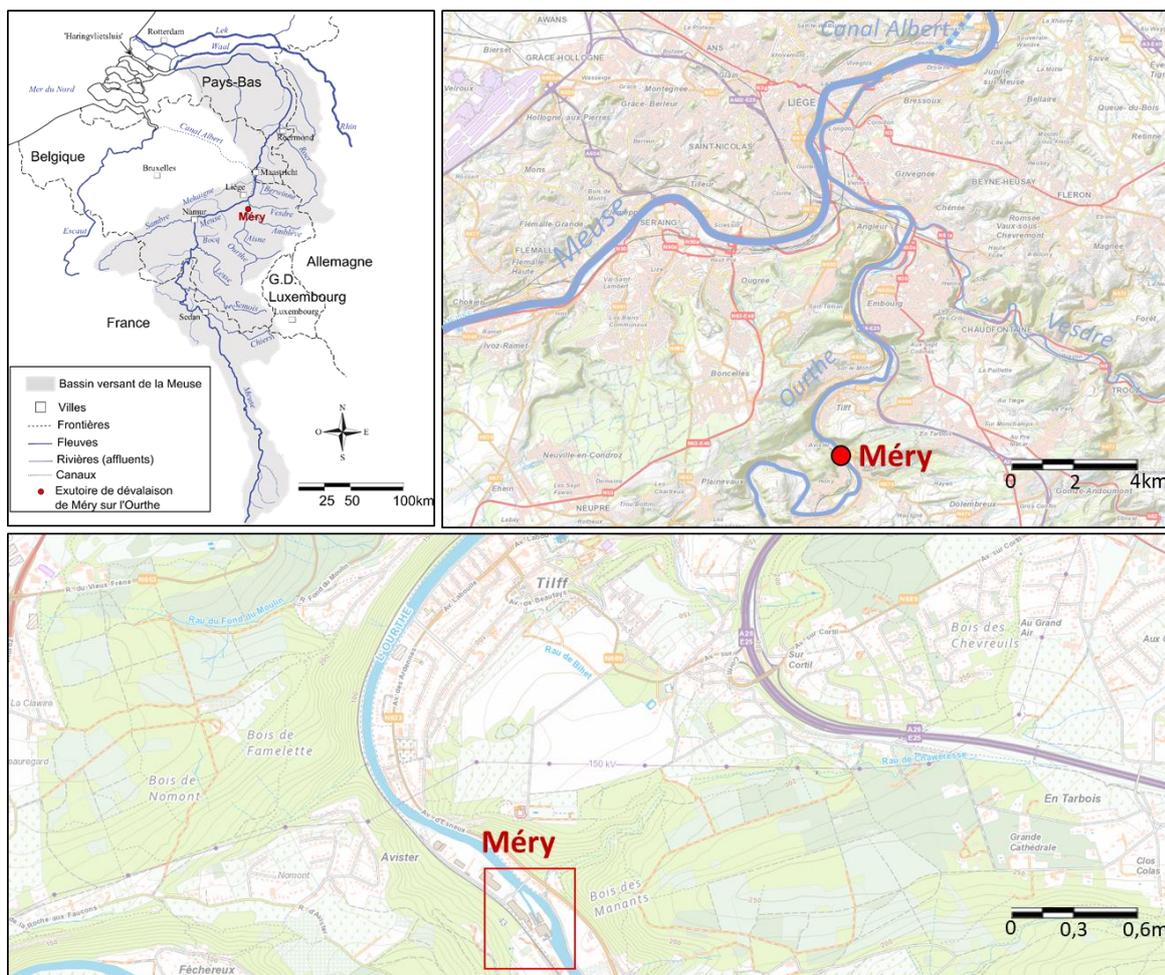


Fig.1 : Carte de localisation du site du barrage dans le réseau hydrographique belge (photo du dessus) et localisation plus précise dans le bassin de l'Ourthe (carte du dessous).

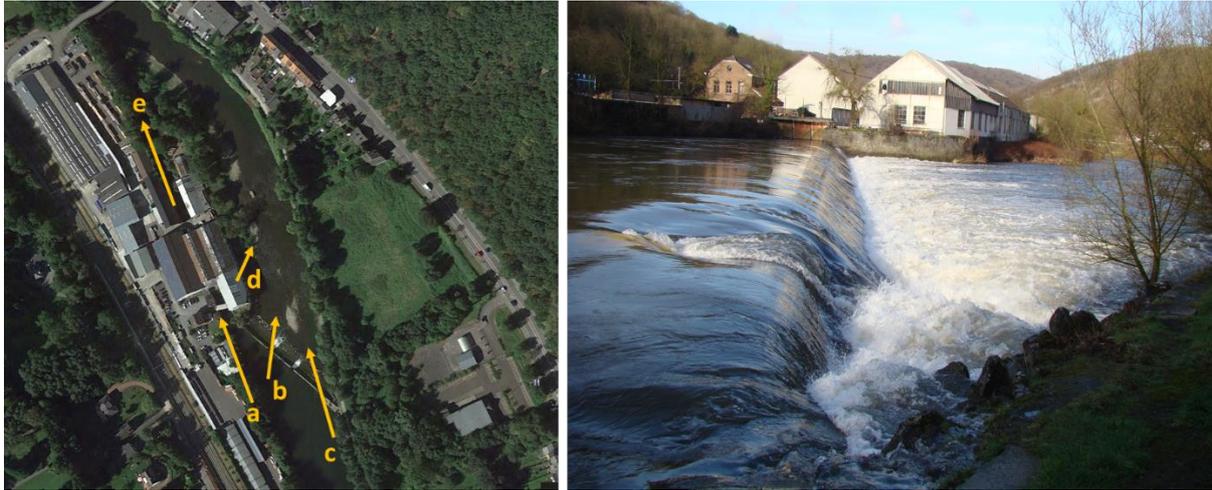


Fig.2 : Vues latérale (à gauche) et aérienne (à droite) du site du barrage de Méry avec la centrale hydroélectrique Mérytherm. Les flèches indiquent les mouvements d'eau : (a) entraînement de l'eau dans le canal de prise d'eau au fond duquel se trouvent l'entrée des deux turbines protégées par une grille et l'exutoire de dévalaison latéral, (b) l'écoulement d'eau sur le déversoir, (c) la nouvelle turbine fishfriendly en rive droite (d) la restitution de l'eau passée par l'exutoire de dévalaison et son piège de capture et (e) la restitution de l'eau turbinée (max 10 m³/s).



Fig.3 : Vues (à gauche) de l'exutoire de dévalaison latéral (débit : 0,1-0,2 m³/s ; vitesse : 1-1,2 m³/s) aménagé dans le prolongement latéral de la grille de la prise d'eau de la centrale hydroélectrique Merytherm (10 m³/s maximum) sur l'Ourthe et (à droite) du système de récupération des poissons.



Fig.4 : Le dispositif de piégeage à la dévalaison de Méry.

En 2018, 34 contrôles du piège de dévalaison ont été effectués durant la période de dévalaison des smolts, entre le 13 mars et le 30 mai à raison de 2 à 3 fois par semaine. Le monitoring du piège de dévalaison a été réalisé avec la collaboration des agents du CoSMos d'Erezée (Yvan Neus, Daniel Gilson et Alexandre Sacré)

4.2 Conditions environnementales

4.2.1 Régime hydrologique

On observe au cours de la période de piégeage en 2018, un débit faible début mars ($<30\text{m}^3/\text{s}$), inférieur aux débits précédemment observés (moy.= $100\text{m}^3/\text{s}$ et min.= $35\text{m}^3/\text{s}$) au printemps sur l'Ourthe à Méry (Fig. 5). On observe ensuite un pic de débit le 14 mars ($100\text{m}^3/\text{s}$) suivi d'une diminution progressive du débit pour repasser sous le seuil de $40\text{m}^3/\text{s}$ le 9 avril. Après une diminution continue de débit durant le mois d'avril, à partir du 5 mai, les valeurs de débit se stabilisent sous les $20\text{m}^3/\text{s}$ jusqu'à la fin du piégeage. Des débits journaliers inférieurs à $20\text{m}^3/\text{s}$ sont considérés comme très favorables à l'entraînement forcé des poissons dans le canal de prise d'eau vers les turbines ($10\text{m}^3/\text{s}$) et donc indirectement dans l'exutoire de dévalaison. En 2018, durant la période d'étude, 29 jours avec un débit inférieur à $20\text{m}^3/\text{s}$ ont été observés entre le 25 avril et le 31 mai. Le débit moyen de l'Ourthe en 2018 est de $35,0\text{m}^3/\text{s}$ contre

42,9m³/s ($\pm 19,2\text{m}^3/\text{s}$) sur l'ensemble des années du contrôle du piège de dévalaison avec la moyenne la plus faible en 2011 (17,9m³/s).

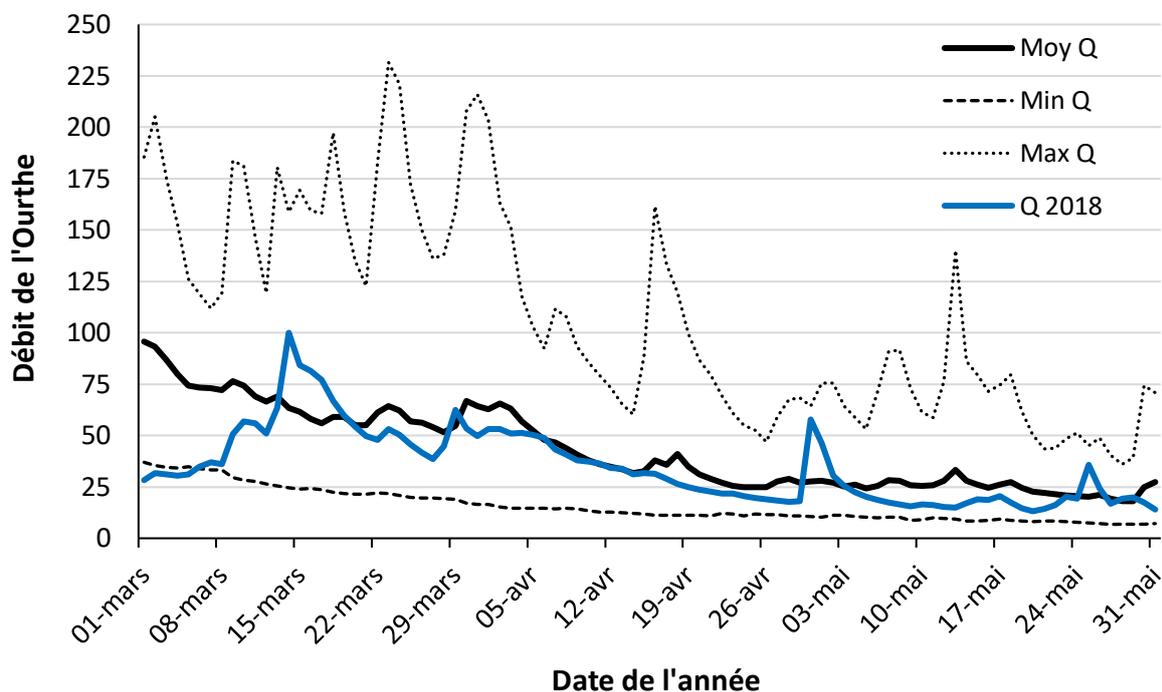


Fig.5 : Régime des débits (moyennes journalières) dans l'Ourthe à Méry en mars-juin 2018 ainsi que les valeurs min., max., et moyennes journalières historiques observées entre 2007 et 2017. Source des informations : SETHY-SPW.

4.2.2 3.2.2. Régime thermique

Début mars la température de l'Ourthe est très basse avec des valeurs entre 0,2 et 4,3°C du 1^{er} mars au 8 mars (valeurs les plus faibles observées depuis le début du monitoring). La température augmente progressivement pour atteindre 8°C fin mars. Au cours du mois d'avril les températures enregistrées sont comprises entre 8°C et 17°C avec des valeurs de température les plus hautes observées depuis 2007 pour la fin d'un mois d'avril. Début mai la température est légèrement plus fraîche avec des valeurs proches de 12°C, pour ensuite atteindre 20,1°C le 29 mai. La température moyenne mensuelle en 2018 a été de 5,3°C en mars, 12,4°C en avril et 16,4 °C en mai. La température moyenne de l'Ourthe en 2018 est de 11,4°C contre 10,9°C ($\pm 1,1^\circ\text{C}$) toutes années confondues du 1^{er} mars au 31 mai.

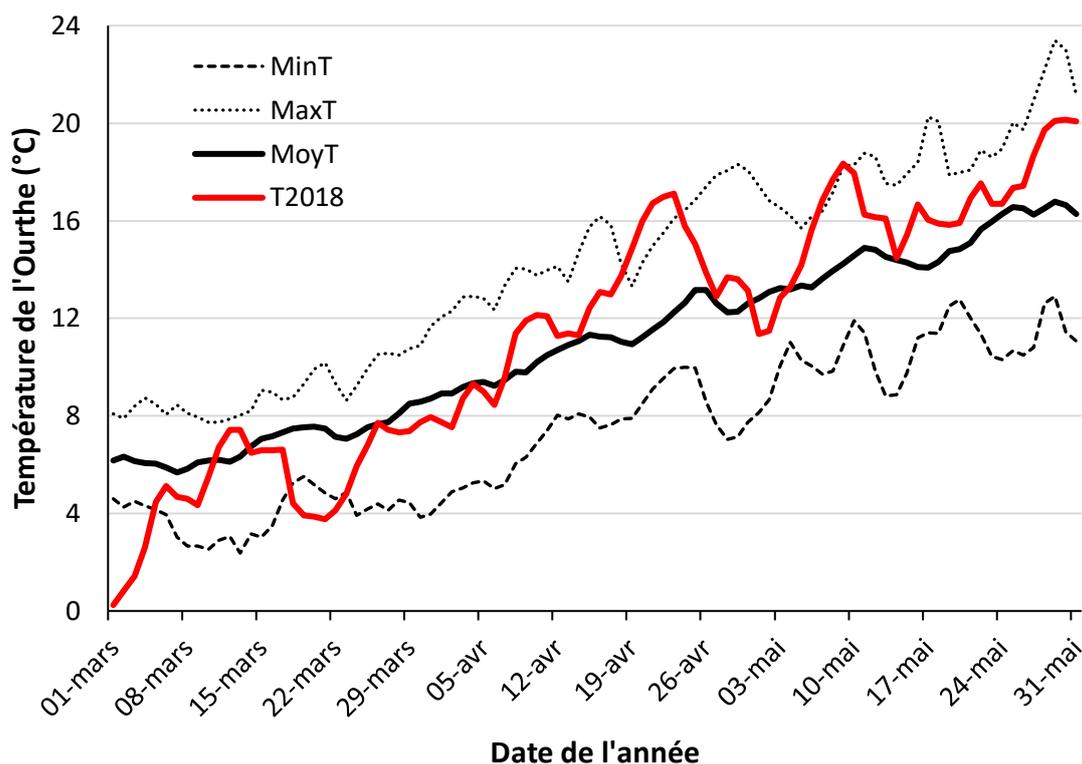


Fig.6 : Régime des températures (moyennes journalières) dans l'Ourthe à Méry en mars-juin 2018 ainsi que les valeurs min., max., et moyennes historiques observées entre 2007 et 2017.

4.3 Bilan général des captures toutes espèces confondues

Durant le printemps 2018, le nombre total de captures, toutes espèces confondues s'élèvent à 2668 poissons appartenant à 19 espèces (Tableau 1). Les espèces les plus abondantes numériquement sont le saumon atlantique (n=1975), la truite commune (n=577), la truite arc-en-ciel (n=24) et le gardon (n=24). Au point de vue diversité spécifique, 19 espèces ont été répertoriées en 2018 contre 29 espèces différentes sur l'ensemble des années de contrôle effectuées depuis 2007 à Méry.

Sur l'effectif total (n=1964) des smolts de saumon capturés en 2018, nous observons la capture de 1880 individus (95,7%) provenant des déversements en tacons sur l'Amblève et l'Ourthe en juin 2017, et sur les 4,5% restant, n=76 des individus capturés à Méry sont issus des déversements en smolts réalisés par le LDPH-ULiège (cf. Action 5 - ULiège) et n=8 sont des individus présentant une ablation de l'adipeuse (marquage 2017). Sur l'ensemble des smolts de truite capturés à Méry (n=486), 19,3% proviennent d'un déversement de smolts issus des étangs de Chanxhe. Le reste provient de déversements en truitelles ou de reproductions

naturelles.

La présence de dévalants d'ombres communs, de barbeaux ou encore de chevaines correspond à des migrations post-reproductions ou à des déplacements passifs d'individus moribonds. Pour une majorité d'individus de truite commune, truite arc-en-ciel, d'omble de fontaine, de carpe commune, de carpe miroir et de gardon, les captures peuvent être influencées par des repeuplements effectués les mois précédents en amont de Méry (dans l'Ourthe et l'Amblève) ou d'échappement d'étang. On notera également la capture d'une anguille européenne sous sa forme « argentée » (taille=950mm) en migration de dévalaison vers la mer.

Tableau 1. Bilan des captures des poissons dans le piège de dévalaison de la centrale hydroélectrique Mérytherm sur la basse Ourthe pendant la période du 13 mars au 30 mai 2018 (34 contrôles pour 79 jours de piégeage en continu).

Espèce	Poissons capturés		Moyenne	Taille	
	N	%		Min.	Max.
Saumon atlantique*					
smolt semi-sauvage	1880	70,46	130	101	220
smolt marqué RFID	76	2,85	154	124	166
smolt adipeuse coupée	8	0,30	164	143	232
Tacons	11	0,41	98	87	106
Truite commune					
smolt	486	18,22	172	88	395
non-smolt	91	3,41	293	92	547
Truite arc-en-ciel	24	0,90	341	300	408
Ombre	1	0,04	-	-	-
Omble de fontaine	2	0,07	479	478	480
Barbeau	15	0,56	323	120	604
Chevaine	16	0,60	164	60	512
Ide mélanote	1	0,04	206	-	-
Ablette spirilin	9	0,34	105	81	116
Rotengle	4	0,15	123	102	145
Gardon	24	0,90	135	82	217
Goujon	1	0,04	111	-	-
Vairon	1	0,04	71	-	-
Brème commune	1	0,04	550	-	-
Carpe commune	1	0,04	550	-	-
Carpe miroir	1	0,04	330	-	-
Bouvière	1	0,04	67	-	-
Perche	13	0,49	129	80	275
Anguille	1	0,04	950	-	-
Total	2668				

(*) Tous les saumons atlantiques sont des poissons issus de repeuplements de réintroduction en tacons car aucune reproduction naturelle n'a été observée dans les milieux concernés, à l'exception des individus provenant des déversements dans le cadre d'expériences.

4.4 Caractéristiques de la population des smolts de saumon atlantique

4.4.1 Classes de tailles

La figure 7 montre l'histogramme des tailles des smolts de saumon sur un échantillon de 490 individus « semi-sauvages » issus de tacons déversés en rivière. Pour les smolts de saumon, la taille moyenne générale est de 130mm avec une taille minimum de 101mm et une taille maximum de 220mm.

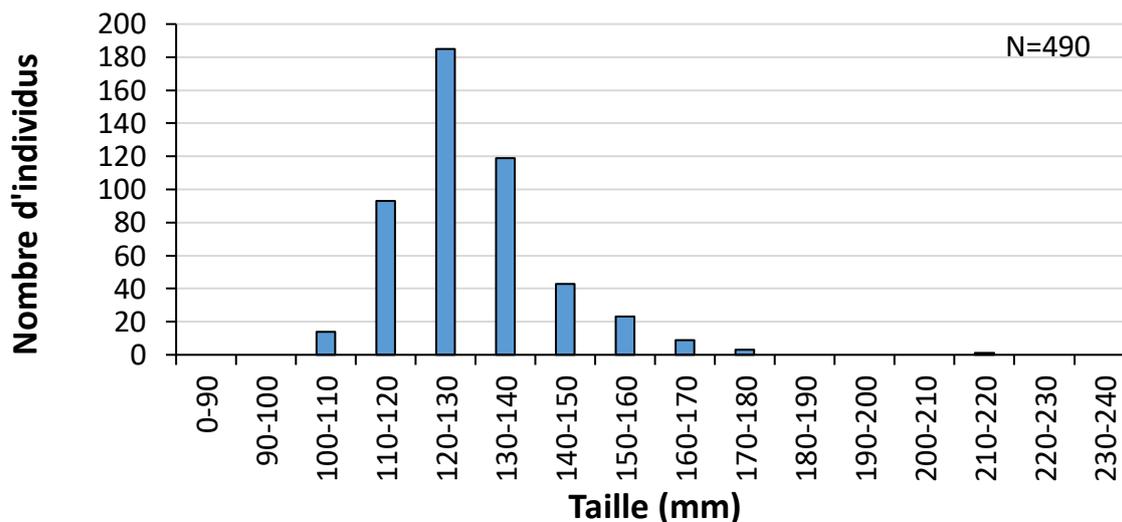


Fig.7 : Echantillon d'histogramme des fréquences de tailles (longueur à la fourche, Lf en mm) des smolts « semi-sauvages » interceptés en dévalaison dans le piège de la CHE Mérytherm dans l'Ourthe à Méry en 2018.

4.4.2 Périodicité des captures au printemps 2018

Les captures s'étalent du 16 mars au 22 mai 2018, à des températures comprises entre 3,9°C et 17,5°C et un débit compris entre 16,3m³/s et 81,3m³/s (Fig.8 et 9). On observe les premières captures mi-mars lorsque la température de l'eau s'approche du seuil de 8°C (débit = 81m³/s) à l'exception d'un individu capturé le 19 mars à 3,9°C. Ensuite, on enregistre des captures entre 1 et 10 individus par monitoring jusqu'au 11 avril (température : 9-12°C et Débit : 36-51m³/s). Il s'en suit une augmentation des captures par monitoring entre le 13 avril et le 30 avril, où l'on observe des captures entre 26 et 459 individus (température : 13-17°C et Débit : 19-57 m³/s). Cette augmentation de captures coïncide avec une augmentation de la température (T°>13°C). On enregistre la dernière capture le 22 mai 2018 à une température de 17,5°C et un débit de 16,3m³/s.

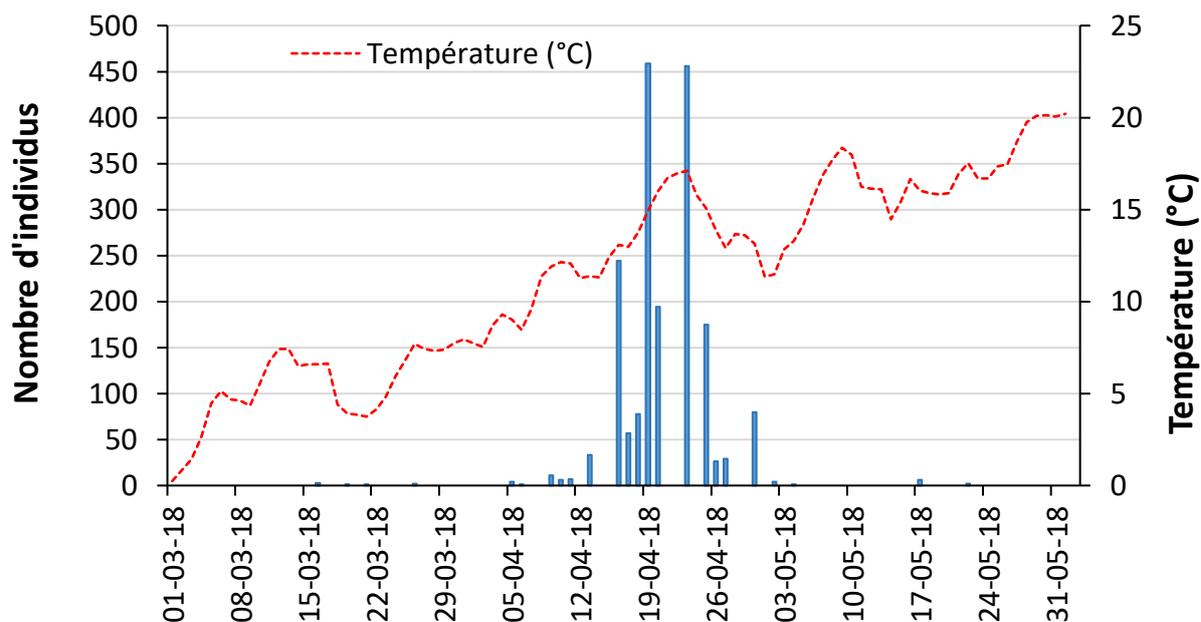


Fig.8 : Nombre de smolts « semi-sauvages » piégés en dévalaison dans l’Ourthe à Méry au printemps 2018 en relation avec les valeurs moyennes journalières de la température de l’eau.

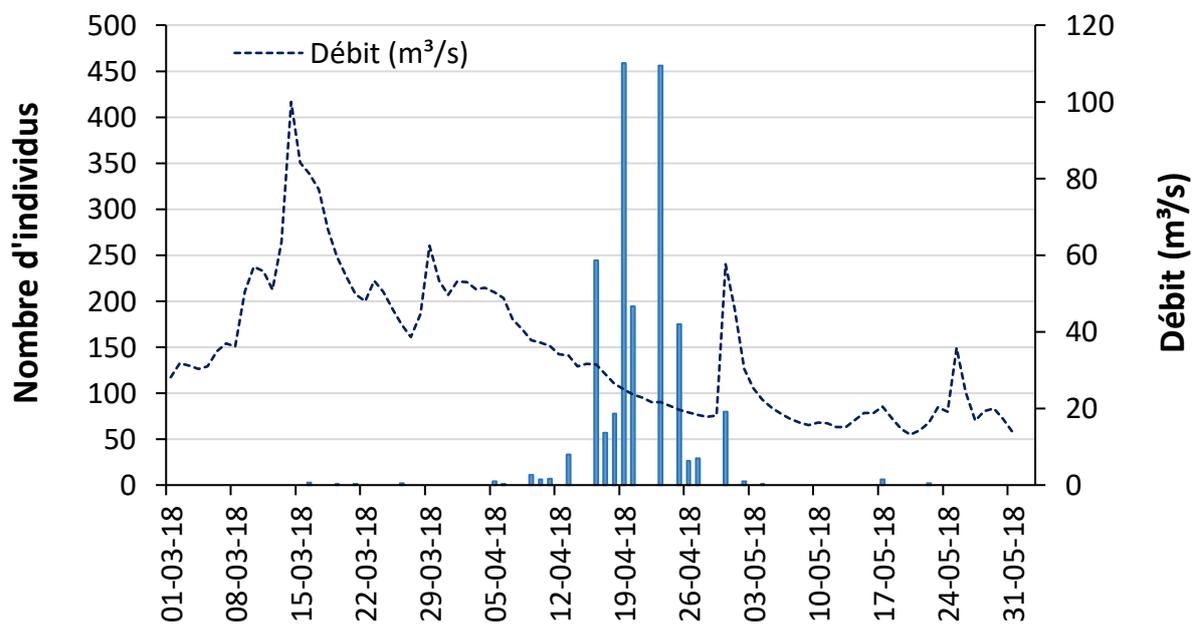


Fig.9 : Nombre de smolts « semi-sauvages » piégés en dévalaison dans l’Ourthe à Méry au printemps 2018 en relation avec les valeurs moyennes journalières du débit de l’Ourthe.

4.4.3 Etat sanitaire des smolts capturés à Méry

Comme pour les années antérieures, les smolts dévalants sont parfois affectés par la saprolégniose (infection fongique) et par une infestation de sangsues dans des proportions indiquées dans le tableau 2. Pour l'année 2018, les smolts « semi-sauvages » sont particulièrement affectés par les sangsues avec 86,6 % des individus touchés. Ce pourcentage d'infestation est le plus important depuis le relevé de cette variable en 2013. On observe 9,4% des smolts « semi-sauvages » touchés par la saprolégniose, qui représente une valeur plus faible que les autres années, mis à part en 2017 (8,9%).

Tableau 2. Proportion des smolts dévalants dans l'Ourthe à Méry en 2018 affectés par la saprolégniose et les sangsues.

Pathologie	"Semi-sauvages"					
	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Saprolégniose	9,4%	8,9%	15,5%	27,4%	18,3%	12,5%
Sangsues	86,6%	67,7%	32%	60,2%	48,9%	60,3%

4.5 Caractéristiques de la population des smolts de truite commune

4.5.1 Classes de tailles

La figure 10 montre l'histogramme des tailles des smolts de truite sur un échantillon de n=131 individus capturés en dévalaison dans le piège de la CHE de Méry en 2018. La taille minimum est de 133mm, la taille maximum est de 240mm et la taille moyenne est de 169mm.

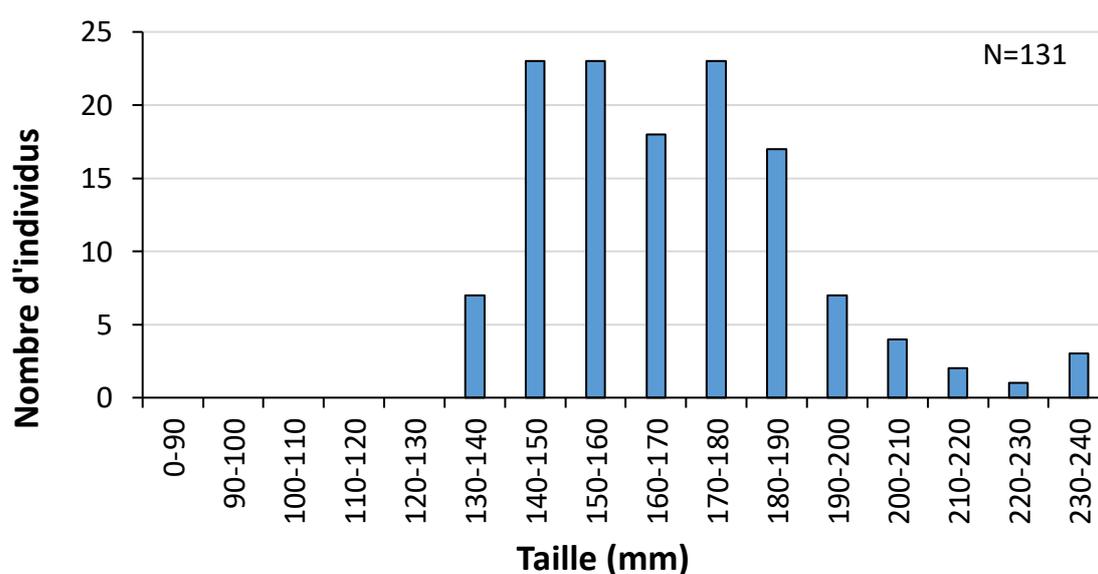


Fig.10 : Histogramme des fréquences de tailles (longueur à la fourche, Lf en mm) des smolts truites interceptés en dévalaison dans le piège de la CHE Mérytherm dans l'Ourthe à Méry au printemps 2018.

3.5.2. Périodicité des captures au printemps 2018

Au cours du printemps 2018, les captures des smolts de truite dévalants à Mery (Fig. 11) sont réparties sur une période de 57 jours, du 3 avril au 30 mai, avec un effectif de 486 individus dont 94 individus proviennent de la pisciculture de Chanxhe. Parmi les 392 individus sauvages, on enregistre des captures à des températures comprises entre 9°C et 20,1°C et un débit entre 15,6m³/s et 57,7m³/s (Fig.12). La température moyenne de capture est de 15,5°C et le débit moyen de capture est de 32,1m³/s.

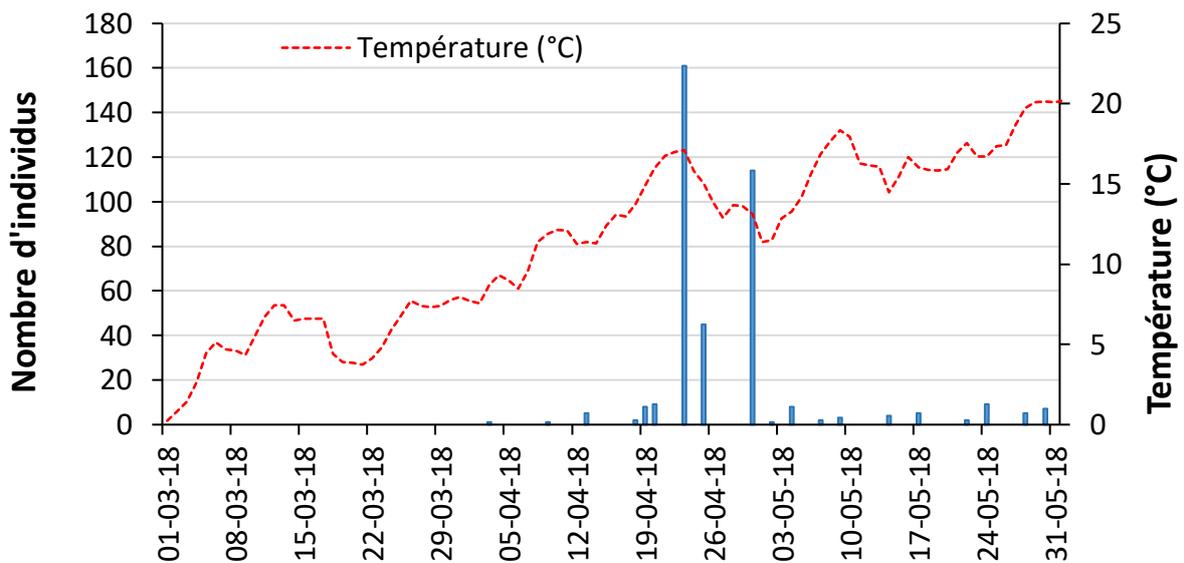


Fig.11 : Nombre de smolts de truite piégés en dévalaison dans l'Ourthe à Méry au printemps 2018 en relation avec les valeurs moyennes journalières de la température de l'eau.

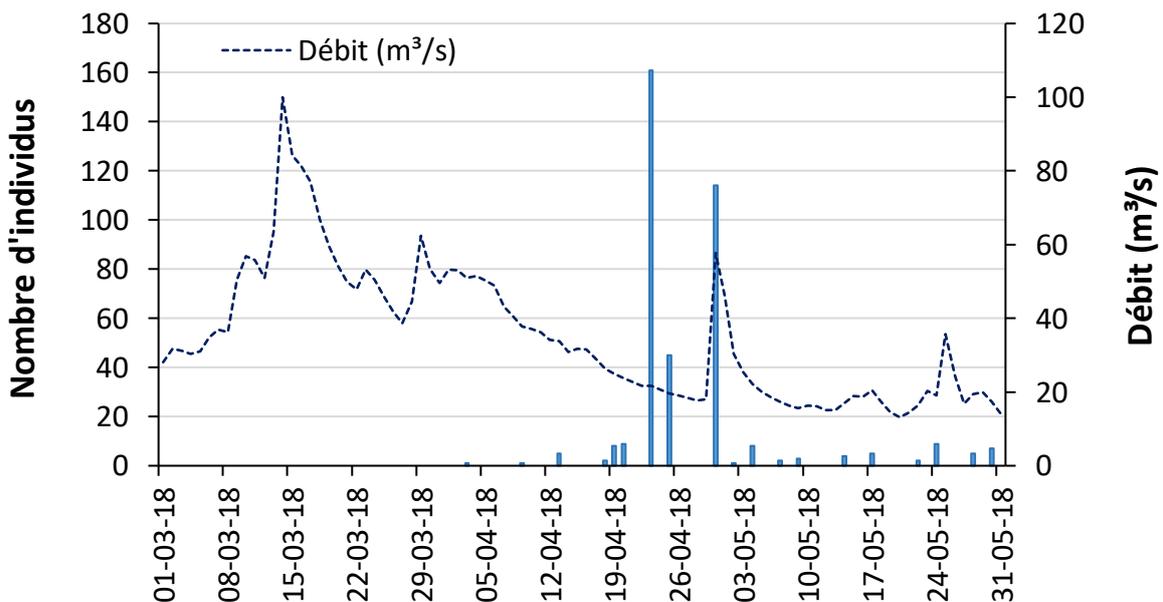


Fig.12 : Nombre de smolts de truite piégés en dévalaison dans l'Ourthe à Méry au printemps 2018 en relation avec les valeurs moyennes journalières du débit de l'Ourthe.

4.6 Synthèse globale des résultats basée sur les suivis au cours des douze années de piégeage.

4.6.1 Bilan des smolts « semi-sauvages »

Au cours des douze années de monitoring du piège de Méry, il apparaît que la *date médiane de dévalaison* (50 % de l'effectif) varie entre le 13/04 en 2011 et le 08/05 en 2017 avec une date médiane en 2018 du 20/04 (tableau 3). La *date de la première dévalaison* se situe entre le 5/03 et le 30/03 (22/04 en 2008 mais cette année est atypique par son très faible nombre de capture) à des températures de 5,0°C (en 2011) et 8,6°C (en 2016), excepté 2008 ($T^{\circ}=11,2^{\circ}\text{C}$) et une valeur de 6,6°C en 2018. La date correspondant au *percentile 10* (date où 10% de l'effectif total ont été capturés) varie entre le 30 mars en 2015 et 2016 et le 25 avril en 2013 (16 avril en 2018). La date correspondant au *percentile 90* varie entre le 25 avril en 2018 et le 18 mai en 2008. La *température moyenne de capture* est comprise entre 10,0°C en 2016 et 15,6°C en 2007 et la *température moyenne de dévalaison* (T° moyenne journalière entre le jour où 10% des smolts ont été capturés et le jour où 90% des smolts ont été capturés) est comprise entre 9,7°C en 2016 et 15,7°C en 2007.

Le faible nombre de captures observées en 2015, 2016 et 2017 dans le piège de dévalaison à Méry peut s'expliquer par un débit élevé en début de période de dévalaison ce qui a probablement attiré un grand nombre de smolts vers le déversoir du barrage. De plus, ces conditions de hauts débits des printemps ont été probablement propices à une dévalaison rapide des smolts de saumon vers la mer. Le calcul du rapport entre le nombre d'individus capturés à Méry et le nombre de tacons déversés l'année précédente du monitoring (en amont de Méry, toutes rivières confondues) montre que les années présentant un débit printanier important possèdent les rapports les plus faibles avec des valeurs entre 0,03% et 0,09% contre une gamme de rapports de 0,20% à 1,44% pour les autres années. Le test de corrélation non-paramétrique (Corrélation de Spearman, $Rho=-0,67$, $p=0,01$) démontre qu'il existe une corrélation négative significative entre ce rapport individus capturés/individus déversés l'année précédente du monitoring et le débit moyen du printemps (Fig.13). De la même manière (Fig.14), il existe une corrélation négative significative (Corrélation de Spearman, $Rho=-0,62$, $p=0,02$) entre ce rapport individus capturés/individus déversés l'année précédente

du monitoring et le débit moyen de la période dévalaison (période entre 10% et 90% des captures). Ces résultats confirmeraient l'hypothèse que plus le débit du printemps est élevé plus le nombre de smolts sauvages capturés à Méry diminue, et donc utilisent d'autres voies de passage.

La comparaison interannuelle des données de capture (période, taille, température et débit) révèle que chacune de ces variables mesurées est significativement différente par année (Anova, $df=11$, $p<0,001$) (Fig. 15).

Tableau 3. Comparaison des caractéristiques de la migration de dévalaison des smolts et pré- smolts du saumon atlantique « semi-sauvages », dans l'Ourthe à Méry au cours de 12 années 2007-2018. L'année 2008 doit être considérée comme atypique pour l'échantillonnage des smolts dévalants.

Caractéristiques	Années											
	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008*	2007
Période de piégeage	12/03-30/05	17/03-06/06	16/03-30/05	12/03-31/05	05/03-02/06	07/03-13/06	01/03-14/06	28/02-13/05	17/03-02/06	20/03-10/06	11/04-30/05	15/03-25/05
Durée du piégeage (j)	79	82	76	81	90	99	106	85	77	52	50	70
N déversement tacons*	394.218	210.601	249.059	386.933	321.697	313.122	204.036	108.289	224.661	171.300	112.341	112.152
% Souches déversement	23.6%LA+ 76.4% M	59.8% LA+ 40.2% M	72.3% LA+ 17.7% M	95.6% LA+ 4.4% M	89.5% LA + 10.5% M	100% LA	71.8% LA+ 26.8% IR+ 1.4% M	70.8% LA+ 29.2% IR	48.3% LA+ 41.2% IR+ 10.6% M	30,7% LA+ 22,5% IR+ 46,8% M	39,4% LA+ 52,7% IR + 7,9% M	44,8% IR+ 55,2% LA
Nombre de poissons	1880	766	97	337	4478	4521	2190	363	451	104	34	670
Longueur min-max (mm)	101-220	110-190	100-177	100-196	103-324	94-256	97-216	97-232	100-215	104-198	105-181	112-205
Longueur moyenne (mm)	130	145	135	144	152	147	148	151	144	140	136	151
Date 1^{ère} capture	16-mars	23-mars	30-mars	19-mars	10-mars	11-mars	05-mars	31-mars	24-mars	20-mars	22-avr	23-mars
T° 1^{ère} capture (°C)	6,6	7,6	8,6	8,0	7,7	5,0	7,7	10,0	8,7	6,9	11,2	5,7
Débit 1^{ère} capture (m³/s)	81,3	60,2	63,3	33,4	27,7	56,1	41,7	18,0	63,3	57,3	59,1	80,7
<i>Date dernière capture</i>	<i>22-mai</i>	<i>29-mai</i>	<i>30-mai</i>	<i>18-mai</i>	<i>30-mai</i>	<i>13-juin</i>	<i>14-juin</i>	<i>13-mai</i>	<i>31-mai</i>	<i>05-juin</i>	<i>21-mai</i>	<i>11-mai</i>
<i>T° dernière capture (°C)</i>	<i>17,5</i>	<i>23,4</i>	<i>15,1</i>	<i>15,2</i>	<i>16,5</i>	<i>16,3</i>	<i>14,6</i>	<i>17,5</i>	<i>14,4</i>	<i>14,3</i>	<i>14,7</i>	<i>14,7</i>
<i>Débit dernière capture (m³/s)</i>	<i>16,3</i>	<i>10,6</i>	<i>59,2</i>	<i>14,9</i>	<i>9,4</i>	<i>23,9</i>	<i>31,5</i>	<i>9,3</i>	<i>16,9</i>	<i>18,4</i>	<i>18,1</i>	<i>25,0</i>
Date > 10% captures	16-avr	14-avr	30-mars	30-mars	07-avr	25-avr	06-avr	06-avr	26-avr	7-avr	30-avr	15-avr
Date > 50 % captures	20-avril	08-mai	21-avr	27-avr	22-avr	02-mai	23-avr	13-avr	30-avr	16-avr	07-mai	23-avr
Date > 90% captures	25-avril	17-mai	02-mai	06-mai	30-avril	08-mai	03-mai	29-avr	17-mai	09-mai	18-mai	30-avr
T° moyenne des captures (°C)	14,9	13,8	10,0	10,6	13,1	13,3	10,5	14,0	12,8	12,5	15,1	15,6
Débit moyen des captures (m³/s)	26,3	12,8	47,1	50,8	12,3	21,9	24,3	14,3	23,9	37,2	29,2	18,2
Période dévalaison (jours entre 10% et 90%)	9	33	33	37,4	23	13	27	23	21	33	19	15
T° moyenne période de dévalaison (°C)	15,2	12,3	9,7	10,6	13,2	13,3	10,4	13,7	11,7	12,3	15,4	15,7
Débit moyen période dévalaison (m³/s)	24,2	13,0	59,5	48,8	12,3	22,3	24,8	15,3	22,2	39,2	28,6	17,8
T° moyenne 01/03-30/05	11,4	11,8	10,0	10,6	11,9	9,0	10,9	12,6	9,8	10,7	10,5	12,4
Débit moyen 01/03 – 30/05	35,0	36,7	53,6	41,5	19,1	39,8	31,3	17,9	44,0	56,8	87,5	44,1

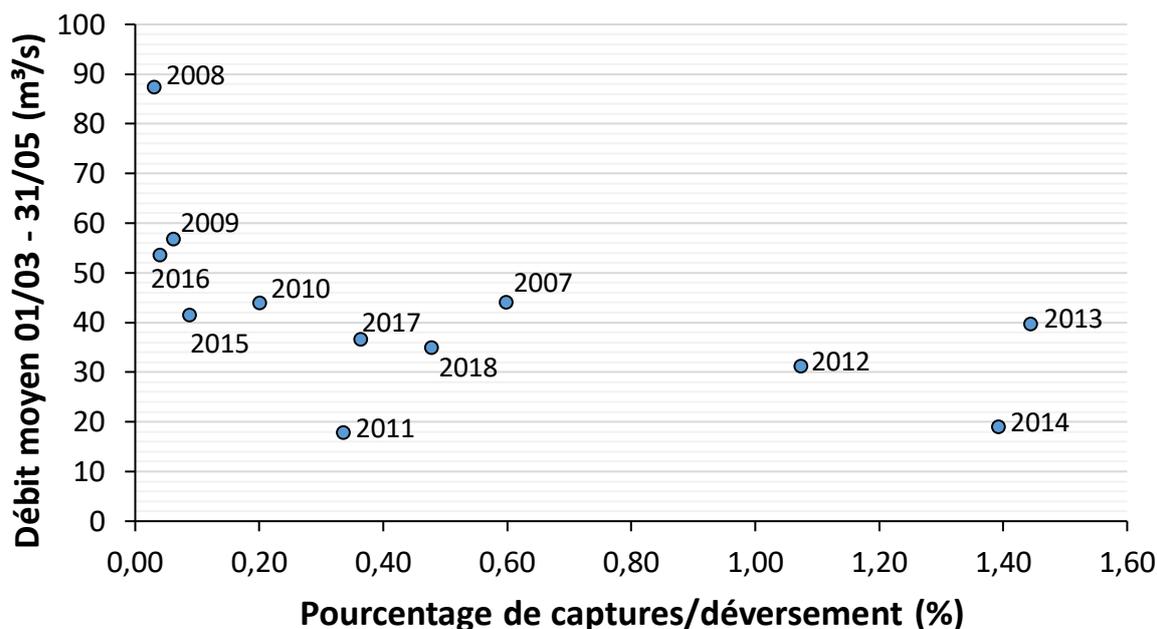


Fig.13 : Relation par année entre le pourcentage *nombre d'individus capturés à Méry/ nombre d'individus déversés sous forme tacon en amont de Méry l'année précédente* et le débit moyen du printemps (1/03-31/05)

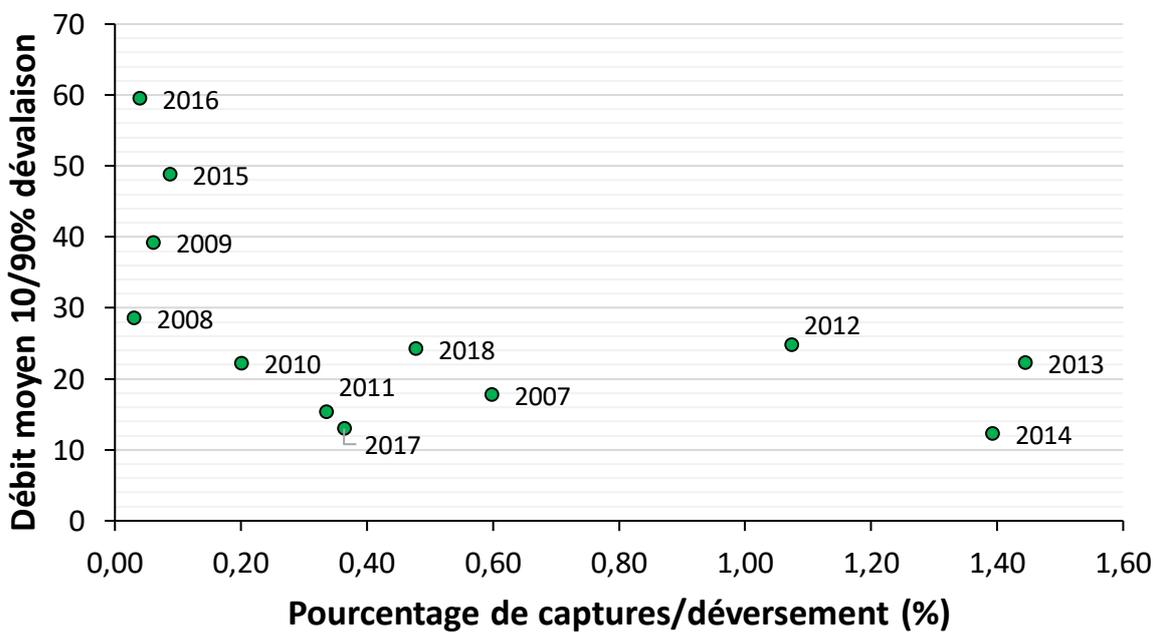


Fig. 14 : Relation par année entre le pourcentage *nombre d'individus capturés à Méry/ nombre d'individus déversés sous forme tacon en amont de Méry l'année précédente* et le débit moyen de la période de dévalaison (10%-90% des captures)

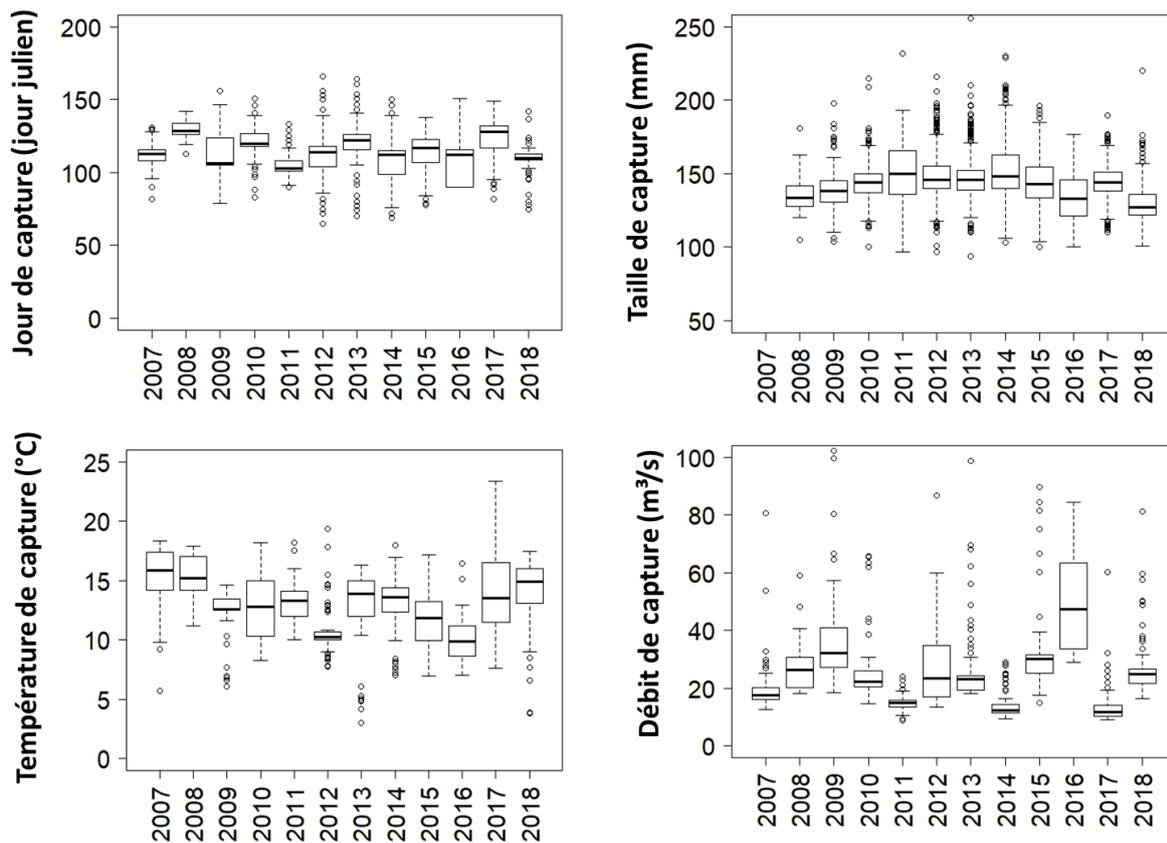


Fig. 15 : Evolution interannuelle du jour de capture, de la taille de capture, de la température de l'Ourthe lors de la capture et du débit de l'Ourthe.

4.6.2 Bilan des smolts déversés sous-forme « smolt »

Sur les douze années de monitoring du piège de Méry, des captures d'individus déversés le printemps sous forme de smolt en amont de Méry ont été réalisées de 2009 à 2018. Ces déversements ont été réalisés dans le cadre de programme de réintroduction (stratégie de déversement variable) ou dans le cadre d'études sur la photopériode (cf. pisciculture d'Erezée), de test d'efficacité d'un exutoire de dévalaison sur l'Amblève et d'étude du comportement fin à l'approche de Méry (2018). On peut supposer que les dates de captures sont influencées par les dates de déversement. Néanmoins, il est intéressant de constater que :

- La date de la première dévalaison se situe entre le 3/03 et le 14/04 à des températures de 5,0°C (en 2011) et 12,5°C (en 2009), et une valeur de 11,9°C en 2018. Cette date est décalée en moyenne de 11,4 jours avec celle des smolts semi-sauvage (range=0 à 28 jours).

- la *date médiane de dévalaison* (50 % de l'effectif) varie entre le 30/03 en 2016 et le 27/04 en 2015 avec une date médiane en 2018 du 26/04 (Tableau 4). Cette date médiane de 50% varie de 0 à 22 jours par rapport à celle des smolts « semi-sauvages » avec une différence moyenne de 7,2 jours.

- La date correspondant au *percentile 10* (date où 10% de l'effectif total ont été capturés) varie entre le 24 mars en 2010 et le 15 avril en 2018. La différence avec la date des smolts semi-sauvages est en moyenne de 8,3 jours (range= 0 à 33 jours).

- La date correspondant au *percentile 90* varie entre le 17 avril en 2009 et le 17 mai en 2018. En comparaison avec la date des smolts semi-sauvages, il y a une différence moyenne de 10,5 jours (range= 0 à 22 jours).

Le calcul du rapport entre le nombre d'individus capturés à Méry et le nombre de smolts déversés (en amont de Méry, toutes rivières confondues) au printemps de l'année de monitoring montre une gamme de pourcentage entre 1,5% en 2010 et 38,2% en 2018. Le pourcentage plus important en 2018 s'explique par un déversement par le LDPH-Uliège proche de Méry, seulement 1,2km en amont. Le test de corrélation non-paramétrique (Corrélation de Spearman, $Rho = -0,43$, $p = 0,17$) ne montre pas de corrélation significative entre ce rapport individus capturés/individus déversés et le débit moyen du printemps (Fig. 16), contrairement à ce qui a été observé pour les smolts « semi-sauvages ».

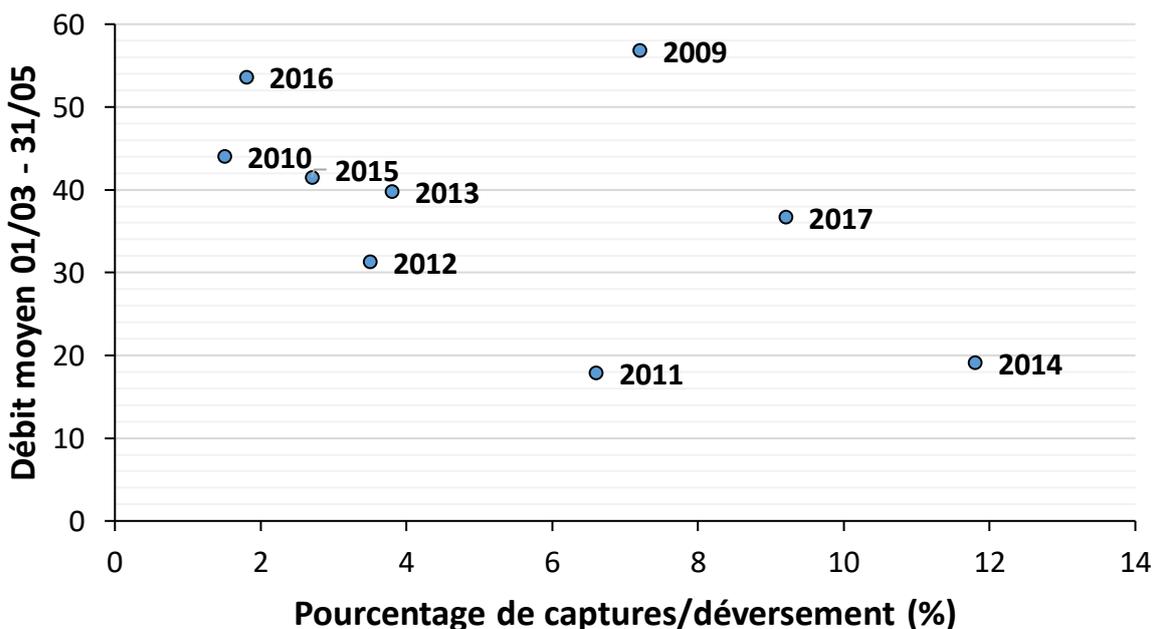


Fig.16 : Relation par année entre le pourcentage *nombre d'individus capturés à Méry/ nombre d'individus*

déversés sous forme smolt en amont de Méry la même année et le débit moyen du printemps (1/03-31/05)

Tableau 4. Comparaison des caractéristiques de la migration de dévalaison des smolts et pré- smolts du saumon atlantique déversés sous forme de smolt, dans l'Ourthe à Méry au cours de 12 années 2007-2018.

Caractéristiques	Années											
	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008*	2007
Période de piégeage	12/03-30/05	17/03-06/06	16/03-30/05	12/03-31/05	05/03-02/06	07/03-13/06	01/03-14/06	28/02-13/05	17/03-02/06	20/03-10/06	11/04-30/05	15/03-25/05
Durée du piégeage (j)	79	82	76	81	90	99	106	85	77	52	50	70
N déversement smolts*	217	5534	6197	4041	450	5.081	38.571	15.310	4.585	598	0	0
Souches déversement	100% LA	55.9% LA+ 44,1% IR	86.9% LA+ 13.1% M	100% LA	100% M	-	-					
Nombre de poissons	83	509	115	109	53	189	1336	1004	69	43		
Pourcentage ind. capturés/ ind. déversés (%)	38,2	9,2	1,8	2,7	11,8	3,8	3,5	6,6	1,5	7,2		
Longueur min-max (mm)	124-195	122-156	132-197	120-180	120-267	129-253	119-190	104-176	120-181	119-163		
Longueur moyenne (mm)	130	138	151	141	158	145	146	139	150	140		
Date 1^{ère} capture	9-avr	30-mars	21-mars	20-mars	24-mars	7-mars	05-mars	03-mars	22-mars	14-avr		
T° 1^{ère} capture (°C)	11,9	10,9	6,6	7,9	7,5	7,1	7,7	5	8,8	12,5		
Débit 1^{ère} capture (m³/s)	37,8	32,2	45,8	32,6	24,5	40,3	41,7	44,5	88,1	32,2		
<i>Date dernière capture</i>	<i>18-mai</i>	<i>19-mai</i>	<i>27-avr</i>	<i>12-mai</i>	<i>12-mai</i>	<i>23-mai</i>	<i>22-mai</i>	<i>13-mai</i>	<i>14-mai</i>	<i>17-avr</i>		
<i>T° dernière capture (°C)</i>	<i>15,9</i>	<i>17,9</i>	<i>7,0</i>	<i>17,2</i>	<i>12,3</i>	<i>10,4</i>	<i>14,7</i>	<i>17,5</i>	<i>8,9</i>	<i>12,5</i>		
<i>Débit dernière capture (m³/s)</i>	<i>17,3</i>	<i>13,3</i>	<i>67,1</i>	<i>17,4</i>	<i>28,4</i>	<i>48,7</i>	<i>31,1</i>	<i>9,3</i>	<i>22,8</i>	<i>40,6</i>		
Date > 10% captures	15-avr	05-avr	21-mars	30-mars	15-avr	15-avr	12-avr	04-avr	24-mars	12-avr		
Date > 50 % captures	26-avr	16-avr	30-mars	27-avr	25-avr	26-avr	25-avr	07-avr	26-avr	15-avr		
Date > 90% captures	17-mai	02-mai	25-avr	03-mai	09-mai	06-mai	03-mai	18-avr	03-mai	17-avr		
T° moyenne des captures (°C)	14,6	10,8	8,4	10,9	13,7	12,7	10,7	12,9	11,7	13,1		
Débit moyen des captures (m³/s)	23,0	17,6	50,5	37,9	16,4	26,7	30,5	18,1	35,1	31,1		
Période dévalaison (jours entre 10% et 90%)	32	27	36	34	23	21	21	14	39	3		
T° moyenne période de dévalaison (°C)	14,9	10,2	9,5	10,3	13,7	13,7	10,8	12,7	10,2	12,9		
Débit moyen période dévalaison (m³/s)	22,8	16,4	54,5	52,5	13,7	26,0	26,2	16,8	47,7	43,5		
T° moyenne 01/03-30/05	11,4	11,8	10,0	10,6	11,9	9,0	10,9	12,6	9,8	10,7		
Débit moyen 01/03 – 30/05	35,0	36,7	53,6	41,5	19,1	39,8	31,3	17,9	44,0	56,8		

ACTION 5. SUIVI TÉLÉMÉTRIQUE DE COMPORTEMENTS DE DÉVALAISON DE SMOLTS DE SAUMONS ATLANTIQUES ENTRE MÉRY ET LA CONFLUENCE AVEC LA MEUSE (ULIEGE)

5.1 Contexte général de l'étude

Parallèlement à l'action de piégeage (cf. Action 5 - ULiège) à Méry sur l'Ourthe, nous avons réalisés au printemps 2018 un suivi comportemental par télémétrie de smolts de saumon atlantiques déversés en amont du barrage de Méry. Au printemps 2018, la société Mérytherm a installé en rive droite, une turbine ichtyocompatible (« fish friendly ») de type vis d'Archimède. Cette turbine représenterait une voie de passage moins dommageable par rapport aux turbines Kaplan installées en rive gauche pour les smolts de saumon en migration de dévalaison durant le printemps. Les caractéristiques qui permettent à une vis d'Archimède d'être ichtyocompatibles sont sa morphologie, son espacement inter-pales, sa vitesse de rotation lente et l'absence de fortes variations de pression, ce qui réduit le risque de blessure ou de mortalité (Cefas, 2012; Ecozea, 2010). Les observations de très faible mortalité ont été principalement obtenues par injection directe de poisson dans la turbine (Brackley, 2018). Cependant, peu d'attention a été accordée à la réaction comportementale des poissons lors de leur approche de la structure et à ses implications en termes d'attraction et d'efficacité.

Les études de dévalaison des smolts se focalisent principalement sur l'impact des centrales hydroélectriques (Brevé et al., 2014) et l'efficacité de voies de passage alternatives mises en place (Tomanova et al., 2017). Le comportement fin de recherche en amont d'un barrage, idéal pour étudier l'attractivité des voies de passage, reste moins connu (Svendsen et al., 2011 ; Nyqvist et al., 2016). L'objectif général de l'étude est d'améliorer nos connaissances sur les comportements fins de recherche de voies de passage pour des smolts de saumons atlantiques en phase de dévalaison vers la mer au niveau du barrage hydroélectrique de Méry. De par sa configuration, avec plusieurs voies de passages potentielles (deux types de turbines, un exutoire de dévalaison, une échelle à poisson ainsi que la lame déversante du barrage) et sa position dans l'axe migratoire au niveau la basse Ourthe juste en amont de la confluence avec la Meuse, ce site présente un intérêt à l'étude de la dévalaison des smolts.

Pour répondre aux différents objectifs, des méthodes de télémétrie radio et RFID ont été utilisées pour (1) déterminer le comportement de recherche d'une voie de passage (2) identifier les voies de passage préférentielles des smolts avec la mise en évidence du pourcentage d'utilisation de chaque voie (3) déterminer la durée nécessaire aux smolts pour franchir le site de Méry et (4) analyser les patrons de mobilités des smolts après le passage du barrage de Méry.

5.2 Matériel et méthodes

5.2.1 Site d'étude

Tout au long de l'Ourthe, de nombreux barrages sont répertoriés. Au niveau de la Basse Ourthe, on dénombre 11 obstacles qui entravent la libre circulation des poissons dont 6 sont situés à moins de 13km de la confluence avec la Meuse. On y retrouve, de l'amont vers l'aval, le Barrage de Méry, de Tilff, de Colonster, de Campana, de Streupas et celui des Grosses Battes situé juste en aval de la confluence de la Vesdre avec l'Ourthe (Fig.1 et Tableau 1).

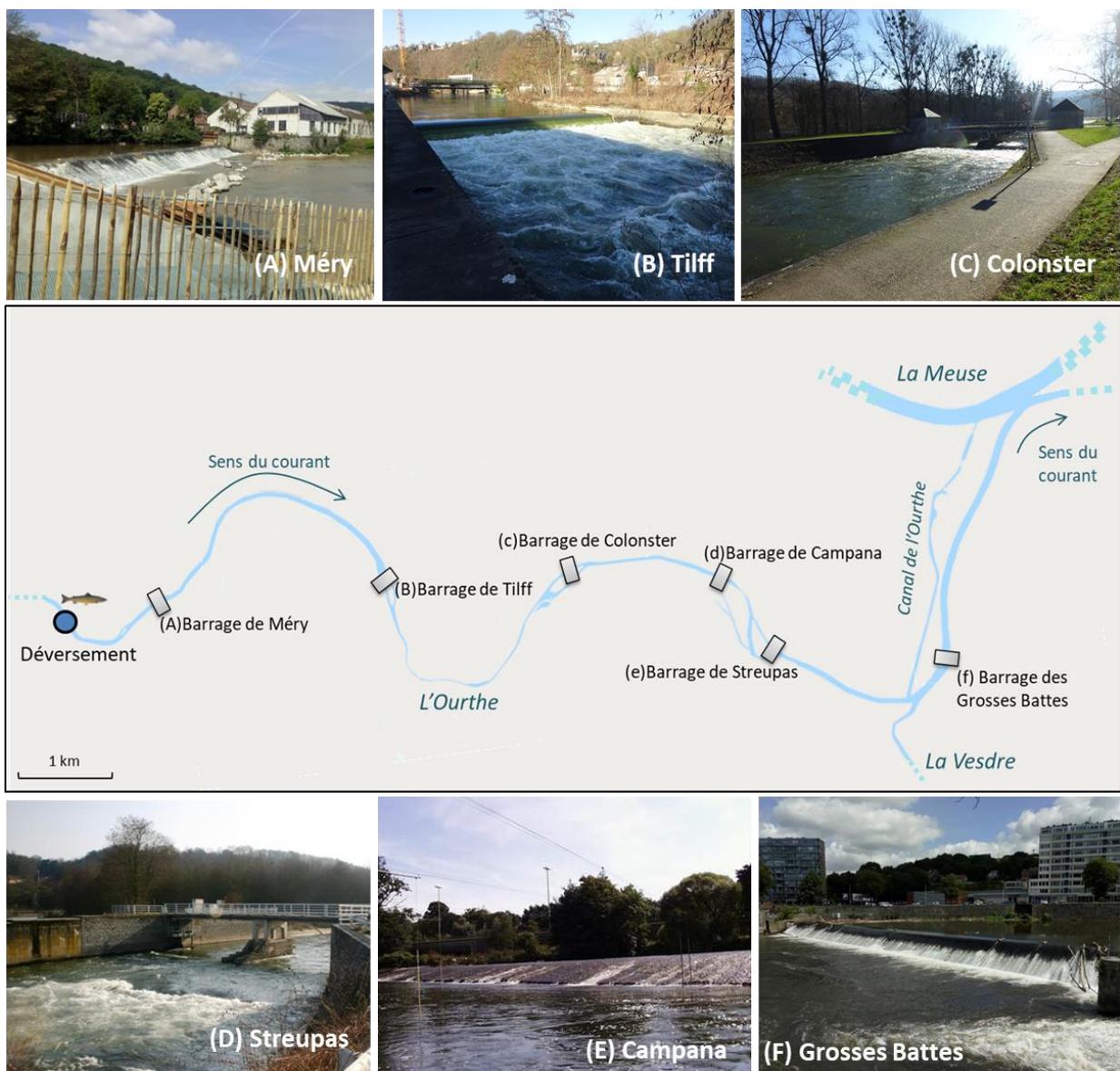


Fig.1: Tronçon de la basse Ourthe reprenant les 6 barrages avec photos vu de l'aval ainsi que le point de déversement des smolts de saumon atlantique.

Tableau 1 : Caractéristiques des barrages de la basse Ourthe

	<i>Méry</i>	<i>Tilff</i>	<i>Colonster</i>	<i>Campana</i>	<i>Streupas</i>	<i>Grosses Battes</i>
<i>Distance de la confluence (km)</i>	15,5	9,3	6,1	5	4	2,3
<i>Hauteur de la chute d'eau (m)</i>	1,8	2	1,8	1,6	1,7	4
<i>Type de barrage</i>	Barrage rampe	Barrage mobile	Barrage rampe	Barrage rampe	Barrage rampe	Barrage rampe
<i>Partie mobile (N vanne)</i>	Non	Oui (2)	Oui (2)	Non	Oui (2)	Oui (2)
<i>Passé à poissons (montaison)</i>	à bassins à fentes vert.	Non	à bassins	Denil	à bassins à fentes vert.	à bassins à fentes vert.
<i>Passé à poissons (dévalaison)</i>	Oui	Non	Non	Non	Non	Non
<i>Centrale hydroélectrique</i>	Oui (2 turbines Kaplan + 1 vis d'Archimède)	Non	Non	Non	Non	Non

La centrale hydro-électrique Mérytherm est une centrale au fil de l'eau produisant de l'énergie par dérivation d'une fraction du débit de la rivière. Une fois utilisée, l'eau est ensuite restituée au cours d'eau, 400m en aval de la centrale. La production annuelle varie donc en fonction des conditions climatiques. L'eau prélevée par les 2 turbines Kaplan a un débit maximal de 12 m³/s (200kW/h : une turbine tout ou rien de 80kW/h et une turbine modulable de 120kW/h). Depuis 2018, une troisième turbine « fish friendly » de type vis d'Archimède est opérationnelle, dont la vitesse de rotation est de 60 tours/min et dont la puissance est de 99 kW/h. Dans sa configuration actuelle, la centrale hydroélectrique offre cinq voies de passage potentielles pour les smolts en dévalaison (Fig.2).

1. **Les turbines Kaplan.** Un canal d'amenée redirige une partie de l'eau vers les deux turbines Kaplan avec une vitesse maximale de 0,8m/s et un débit de fonctionnement maximale de 12m³/s. Les turbines mesurent 1,80m de diamètre et ont une vitesse de rotation de 250 tours/minute. En amont des turbines est installée une grille inclinée, de 10m large et de 3m de haut. Elle permet grâce à un système de nettoyage, d'évacuer les déchets avec des barreaux espacés de 5cm. Certains poissons ne sont pas retenus par la grille et peuvent passer entre les barreaux et traverser les turbines. Pour ce type de turbines Kaplan, le taux de mortalité théorique peut atteindre 17% (Larinier et Travade, 2002).
2. **L'exutoire.** Cette voie représente un passage de contournement des turbines installé en 2007 à la demande du SPW (Fig.2). Le débit à l'entrée de l'exutoire est de 0,25m³/s. Les

poissons qui empruntent l'exutoire sont entraînés sur une grille inclinée de 15% et sont réceptionnés dans un vivier pour un monitoring. Le piège mesure 1m de long, 0,8m de large et 0,8m de haut. Afin d'augmenter l'attractivité de l'exutoire, une lampe à mercure a été installée à l'entrée.

3. **Le barrage**, long d'une centaine de mètres et un dénivelé maximal de la chute d'eau d'environ 1,8 m, représente la troisième voie lorsque le débit est élevé. Les deux anciennes échancrures ont été rebouchées afin d'augmenter le débit de la prise d'eau pour les turbines Kaplan et la vis d'Archimède. Une nouvelle échancrure a été installée à côté de la vis d'Archimède et mesure 40cm de haut et 52cm de large (Fig. 2F).
4. **La vis d'Archimède**. Cette turbine « fish friendly » mesure 25m de long, a une vitesse de rotation de 60tours/minute et un débit de fonctionnement de 7m³/s. Une drome a été installée en amont de la turbine pour rediriger les déchets vers le déversoir. Une partie de la drome est immergée, jusqu'à 30cm de profondeur.
5. **L'échelle à poissons**, mise en place en 2018, elle mesure 32m de long et comprend 10 bassins avec un débit de fonctionnement de 0,7m³/s. Elle facilite la montaison des poissons mais il est possible aussi que certains smolts l'empruntent pour dévaler.

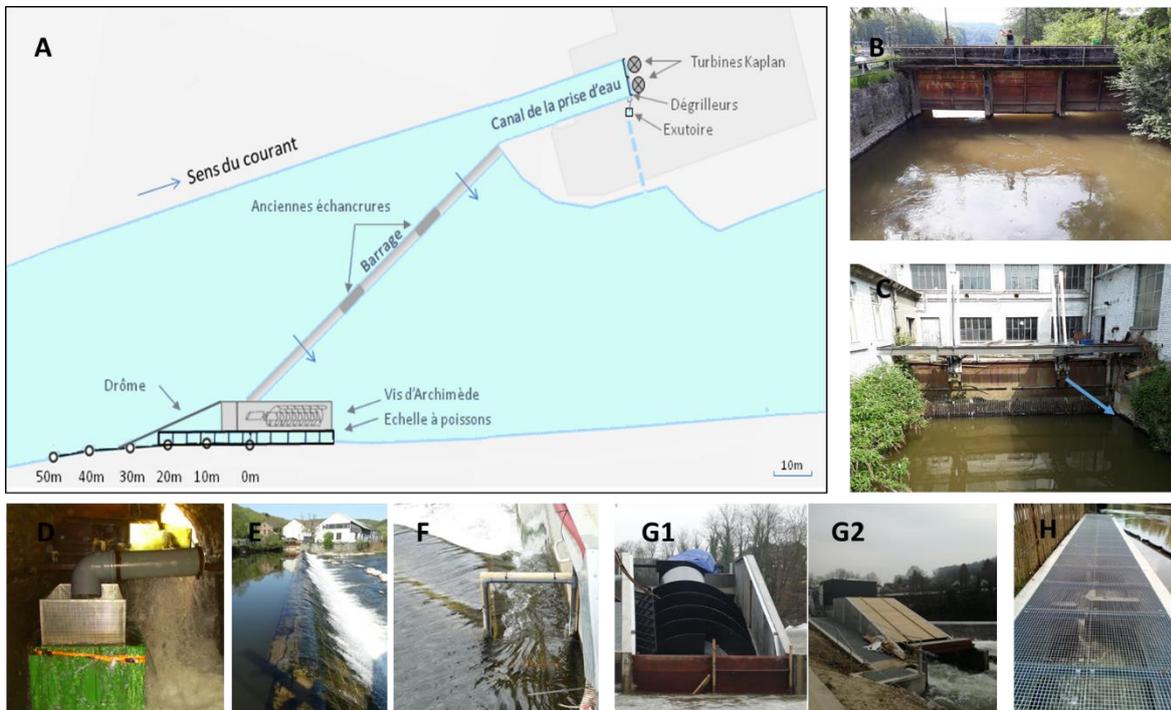


Fig.2: Tronçon de la basse Ourthe reprenant les 6 barrages avec photos vu de l'aval ainsi que le point de déversement des smolts de saumon atlantique. A : plan du barrage de Méry ; B : vue aval du canal d'amenée des turbines Kaplan ; C : Vue amont du plan de grille avec localisation de l'exutoire (flèche bleue) ; D : piège de capture de l'exutoire ; E : Vue latérale du barrage ; F : échancrure à côté de la Vis ; G : vue aval de la vis d'Archimède sans (1) et avec (2) capot et H : passe à poissons de montaison

5.2.2 Marquages et déversements des smolts de saumon atlantiques

Les smolts de saumon atlantique utilisés pour cette étude proviennent de la pisciculture d'Erezée (COSMOS) et sont âgés de 1 an. Les $n= 217$ smolts mesuraient entre 143 et 196mm et pesaient entre 31 et 84g (Tableaux 2 et 3). Ils ont été répartis en 4 lots et déversés à dates différentes.

a) Marquage par émetteur radio

Des smolts ($n=17$) ont été munis d'un émetteur radio ATS (série R1400 ; Model F1410) (Tableau 2). Pour ne pas affecter leur chance de survie et les capacités de nage des poissons, la marque ne doit idéalement pas dépasser 2% du poids du poisson (Ovidio & Philippart, 2002). Les émetteurs, sélectionnés pour l'étude, pèsent 1g et mesurent 15mm (Fig. 3) et ont une durée de vie théorique de 20 jours. Une implantation chirurgicale interne a été préférentiellement choisie afin de diminuer les risques d'effets sur le comportement des smolts. Le jour du déversement, les smolts ont été anesthésiés au préalable à l'aide de 0,3ml/l de Phénoxy-éthanol. Ensuite, une incision de 7-8 mm a été réalisée entre la nageoire pelvienne et l'anale afin d'insérer l'émetteur dans la cavité intra-péritonéale (Ovidio et al., 2017). Une fois que celui-ci est implanté, l'incision a été refermée à l'aide de deux points de suture et désinfectée à l'éosine. Les smolts sont ensuite placés environ 1h dans des bassins en eau de rivière pour récupérer, avant d'être relâchés.



Fig.3: Photo d'un smolt de saumon atlantique et d'un émetteur radio

Tableau 2: Caractéristiques des smolts de saumon atlantique équipés d'un émetteur radio

Smolts	Lot	Taille (mm)	Poids (gr)	Rapport poids/émetteur
1	1	170	52	1,97
2	1	163	47	2,13
3	1	167	50	2
4	1	168	50	2
5	2	169	51	1,96
6	2	171	54	1,85
7	2	173	54	1,85
8	2	169	52	1,92
9	3	157	40	2,5
10	3	196	83	1,21
11	3	174	63	1,59
12	3	184	65	1,54
13	3	174	36	2,78
14	4	185	61	1,64
15	4	185	70	1,48
16	4	184	69	1,45
17	4	185	75	1,33

b) Marquage par transpondeur RFID

Des smolts (n=200) ont été munis d'une marque RFID de 23mm et de 0,8g (Transpondeur TIRIS Texas Instrument) insérée dans la cavité intra-péritonéale (Fig.4 ; Tableau 3) via une incision de 4mm. Contrairement aux émetteurs radio, ce type marquage ne nécessite pas de suture (Ovidio et al., 2017). Après marquage, les smolts ont été placés 1h dans des bassins en eau de rivière pour récupération.

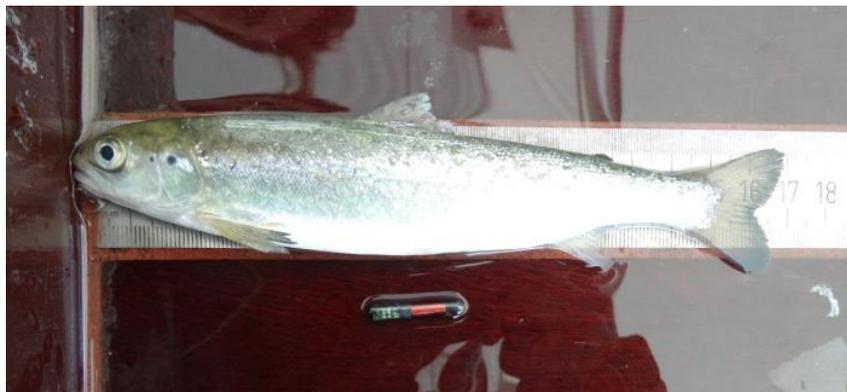


Fig.4: Photo d'un smolt de saumon atlantique avec une marque RFID

Tableau 3: Caractéristiques des smolts de saumon atlantique équipés d'une marque RFID

Lot	Taille (mm)			Poids (gr)			Rapport poids/émetteur
	(Min)	(Moyenne)	(Max)	(Min)	(Moyenne)	(Max)	
1 (n= 50)	143	155,62	173	33	42,38	55	1,89
2 (n= 50)	143	157,42	172	31	41,04	54	1,95
3 (n= 50)	141	160,5	184	30	44,06	63	1,82
4 (n= 50)	157	176,78	191	35	58,94	84	1,36

c) Déversements des smolts marqués

Les smolts, répartis en quatre groupes, ont été déversés à environ 1200 m en amont du barrage de Méry à 4 dates différentes afin de les étudier dans des conditions environnementales variables (Tableau 4). Les dates de déversements ont été décidées principalement en fonction du débit et de la température de la rivière afin de déterminer leur influence sur le comportement de dévalaison des smolts.

Tableau 4: Conditions environnementales et hydrauliques à Méry lors de chaque déversement

Lot	Date	Heure	N Radio-RFID	Débit (m ³ /s)	T° (°C)	[O ₂] (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	Heau barrage (cm)	Tubines Kaplan	Vis d'Archimède
1	9-04-18	21 :00	4-50	37,2	12,1	13,9	143	26	1 (6m ³ /s)	Oui (7m ³ /s)
2	19-04-18	18 :30	4-50	24,1	16,2	13,2	135	20	1 (6m ³ /s)	Oui (7m ³ /s)
3*	26-04-18	15 :45	5-50	18,0	14,0	12,2	119	13	1 (6m ³ /s)	Oui (7m ³ /s)
4	17-05-18	16 :15	4-50	20,1	17,6	9,5	100	14	1 (6m ³ /s)	Oui (7m ³ /s)

* Au 3^{ème} déversement, 5 smolts ont été exceptionnellement marqués d'un émetteur radio.

5.2.3 Techniques de suivis comportementaux des smolts de saumon atlantiques

a) Suivis par radio-téléométrie

La téléométrie radio est une technique efficace pour étudier le comportement individuel des poissons, leurs déplacements en amont d'un obstacle ou encore pour déterminer l'efficacité d'un exutoire (Scruton et al., 2002). Les smolts munis d'un émetteur sont distinguables individuellement car chaque émetteur émet des signaux en continu sur une fréquence différente dans les 49 MHz. Grâce aux antennes, les récepteurs (ATS Fielmaster) interceptent les ondes émises et les transforment en signaux audibles pour l'opérateur.

Avec la participation de 5 opérateurs, les poissons ont été localisés par la technique de bi-angulation (Fig.5) avec des antennes directionnelles, du point de déversement en amont du barrage de Méry jusqu'au point le plus en aval possible. En général, lorsque les smolts se positionnaient en amont de la centrale de Méry, 2 à 3 opérateurs s'aidaient afin de relever les positions des différents individus. Une fois le barrage franchi, les opérateurs se séparaient pour suivre chacun un individu. Les smolts ont été pistés manuellement et en continu jusqu'à 7h post-déversement. Les 2 jours suivant le déversement, des localisations ont été effectuées deux fois par jour, le matin et le soir par deux opérateurs.

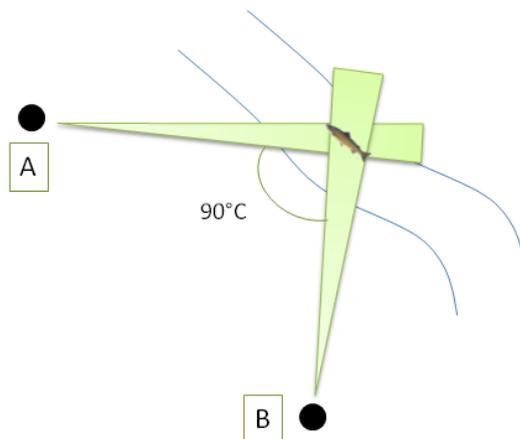


Fig.5: Représentation de la technique de bi-angulation utilisé en radio-téléométrie manuelle

b) Suivis par technologie RFID

Le suivi des smolts par la méthode RFID est complémentaire à la télémétrie radio afin d'augmenter l'effectif. Elle permet uniquement d'obtenir les données d'utilisation des voies de passage choisies. Deux antennes fixes, l'une placée à l'entrée de la vis d'Archimède et l'autre à la nouvelle échancrure ont été installées sur le site de Méry. Les antennes de détection RFID sont branchées à des stations en écoute permanente et enregistrent automatiquement la marque ainsi que l'heure de passage du smolt lorsqu'un poisson passe à proximité de l'antenne. Les différents points de détection sont :

- Vis d'Archimède : l'antenne (4m de long sur 1m de large) est installée en amont de la turbine et est entièrement immergée. Elle enregistre tous les smolts à moins de 20 cm qui s'approchent de la vis d'Archimède (Fig.6A).
- L'échancrure proche de la vis d'Archimède de Méry : l'antenne (70cm de long sur 45cm de large) est disposée sur tout le pourtour de l'échancrure. Elle détecte les smolts qui s'en approchent à moins de 30 cm et l'utilisent comme voie de passage (Fig.6B).

- De plus, le piège associé à l'exutoire de dévalaison permet de capturer les éventuels smolts RFID-marqués qui utilisent l'exutoire de Méry comme voie de passage. A l'aide d'un lecteur manuel, les smolts capturés dans le piège ont été scannés afin de vérifier s'ils possèdent un transpondeur RFID puis relâchés en aval.

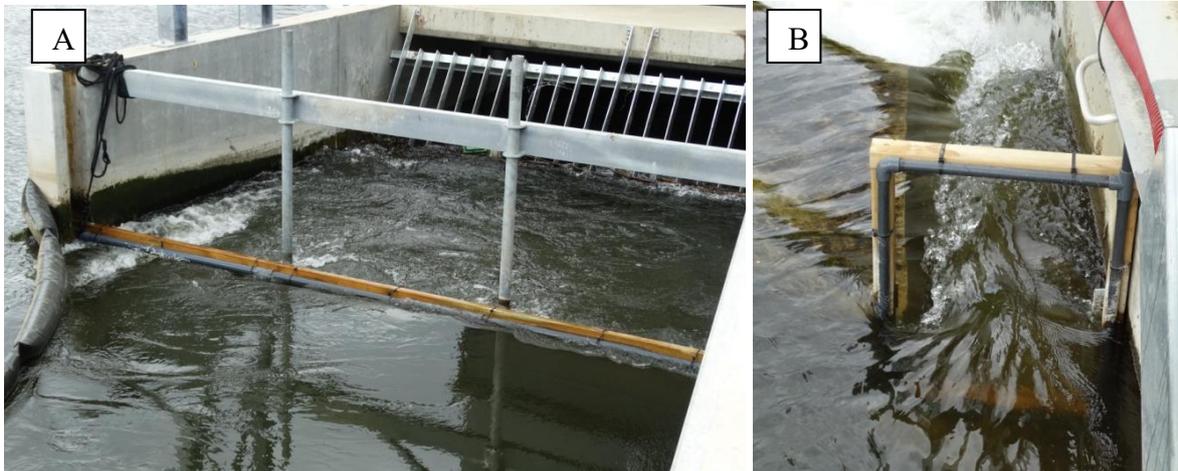


Fig.6: Illustrations des antennes RFID installées en amont de deux voies de passage du barrage de Méry. A) Antenne en amont de la vis d'Archimède – B) Antenne au niveau de la nouvelle échancrure.

5.2.4 Analyses comportementales

Pour analyser le comportement des smolts à leur arrivée au barrage de Méry, lors du franchissement et lors de leur progression en aval, nous avons défini plusieurs métriques quantitatives.

a) *Etude de l'attractivité et de l'efficacité de chaque voie de passage au niveau du barrage de Méry*

1. **Mise en évidence des zones de concentration** : ces zones ont été délimitées en localisant et en comptabilisant le nombre de smolts en amont du barrage de Méry pour chaque session de déversement (sur base des suivis radio).
2. **Utilisation des voies de passage** : le nombre de smolts qui passent par chaque voie par rapport au nombre total de smolts déversés (en %) (sur base des suivis radio et RFID).
3. Efficacité de l'exutoire de dévalaison (sur base des suivis radio et RFID) :
 - **Efficacité globale** : le nombre de smolts qui empruntent l'exutoire par rapport au nombre total de smolts déversés (en %).
 - **Efficacité corrigée** : le nombre de smolts qui sont passés par l'exutoire par rapport au nombre de smolts qui se sont approchés de l'entrée (en %) (Ovidio et al., 2017).

4. **Délai de franchissement associé à chaque voie de passage** : le temps (en heure) associé à chaque voie de passage, nécessaire pour franchir le barrage de Méry (sur base des suivis radio)

b) Patrons de mobilités des smolts sur l'ensemble de la basse Ourthe

1. **Vitesse de progression des smolts** :
 - c) la vitesse moyenne globale (m/s) calculée entre le point de déversement et la dernière localisation la plus en aval (sur base des suivis radio).
 - d) la vitesse moyenne (m/s) des smolts dans les biefs entre chaque barrage calculée sur base du moment où le smolt franchit un barrage et le moment où il atteint le barrage suivant (sur base des suivis radio).
2. **Délai de franchissement d'un barrage** : le temps (en heure) nécessaire pour franchir chaque barrage calculé entre le moment où le smolt arrive à moins de 20 m du barrage et le moment où il parvient à le franchir (sur base des suivis radio).

5.3 Résultats

5.3.1 Description des comportements individuels de dévalaison des smolts radio-marqués

Pour chaque smolt radio-marqué, un patron de mobilité et une représentation de leur comportement précis de recherche en amont du barrage de Méry ont tout d'abord été établis afin de mettre en avant la diversité individuelle des choix réalisés par chaque individu. Cette phase, plus descriptive, a toute son importance, en amont d'analyses plus synthétiques qui seront présentées par la suite. Lors des 4 déversements, la vis d'Archimède ($7\text{m}^3/\text{s}$) et une seule turbine Kaplan ($6\text{m}^3/\text{s}$) fonctionnaient.

a) Smolts du lot n°1

Les smolts du premier lot ont été déversés le 9 avril à 21h. Au moment du déversement, le débit de l'Ourthe à Méry était de $37,2\text{ m}^3/\text{s}$ et la température de $12,15^\circ\text{C}$.

• Smolt 1

Le smolt n°1 a entamé sa dévalaison à 21h15. Il s'est ensuite arrêté pendant 2h21 au niveau d'un pont routier, à 425m en amont du barrage de Méry (Fig.7a et b). À 00h52, il a atteint le site hydroélectrique de Méry et a mis 4min pour trouver une voie de passage via le centre du barrage et a poursuivi sa dévalaison. Aux alentours de 1h50, le smolt n°1 a franchi le barrage de Tilff et a dévalé jusqu'à 800m en amont du barrage de Colonster à une vitesse de $0,99\text{ m/s}$ avant de s'arrêter. Sa dernière localisation a été effectuée à 2h30 à cet endroit, 6770m en aval du point de déversement.

• Smolt 2

Le smolt n°2 n'a pas débuté sa dévalaison le jour du déversement. Il a été retrouvé le 11 avril à 12h35 à l'entrée du canal de prise d'eau des turbines Kaplan en rive gauche et y est resté jusque 16h (Fig.7a). A 20h, il s'est positionné devant l'exutoire de dévalaison, zone dans laquelle il est resté jusque 21h15. Son signal a ensuite été perdu et la voie de passage n'a pu être déterminée.

• Smolt 3

Le smolt n°3 n'a pas débuté sa dévalaison le jour du déversement. Il a été retrouvé le lendemain au niveau du pont routier en amont du barrage de Campana, ce qui constitue sa dernière localisation. Etant donné le peu de données concernant ce smolt, aucune carte ou patron de mobilité n'a pu être réalisée.

- **Smolt 4**

Le smolt n°4 a démarré sa migration à 23h05. Il est arrivé au niveau du site hydro-électrique de Méry à 23h38. Jusque 1h20, ses positions se sont concentrées de 10 à 50m en amont du barrage de Méry (Fig.7a et b). Ensuite, le 10 avril, il a été retrouvé à 10h39 juste en amont du barrage à proximité de l'une des deux échancrures, inutilisables à cause du débit. Il a effectué plusieurs allers-retours le long du barrage avant de le franchir par sa partie centrale à 20h26 après 20h48min de temps de recherche. Il a atteint le barrage de Tilff à 22h42 avec une vitesse moyenne de 0,38 m/s et l'a franchi en 4 minutes avant de poursuivre sa route avec une vitesse moyenne de 0,66 m/s. Il est arrivé au niveau du barrage de Colonster à 00h08 et l'a franchi en 3min. La dernière localisation a été effectuée à 00h11 à 8000m en aval du point de déversement.

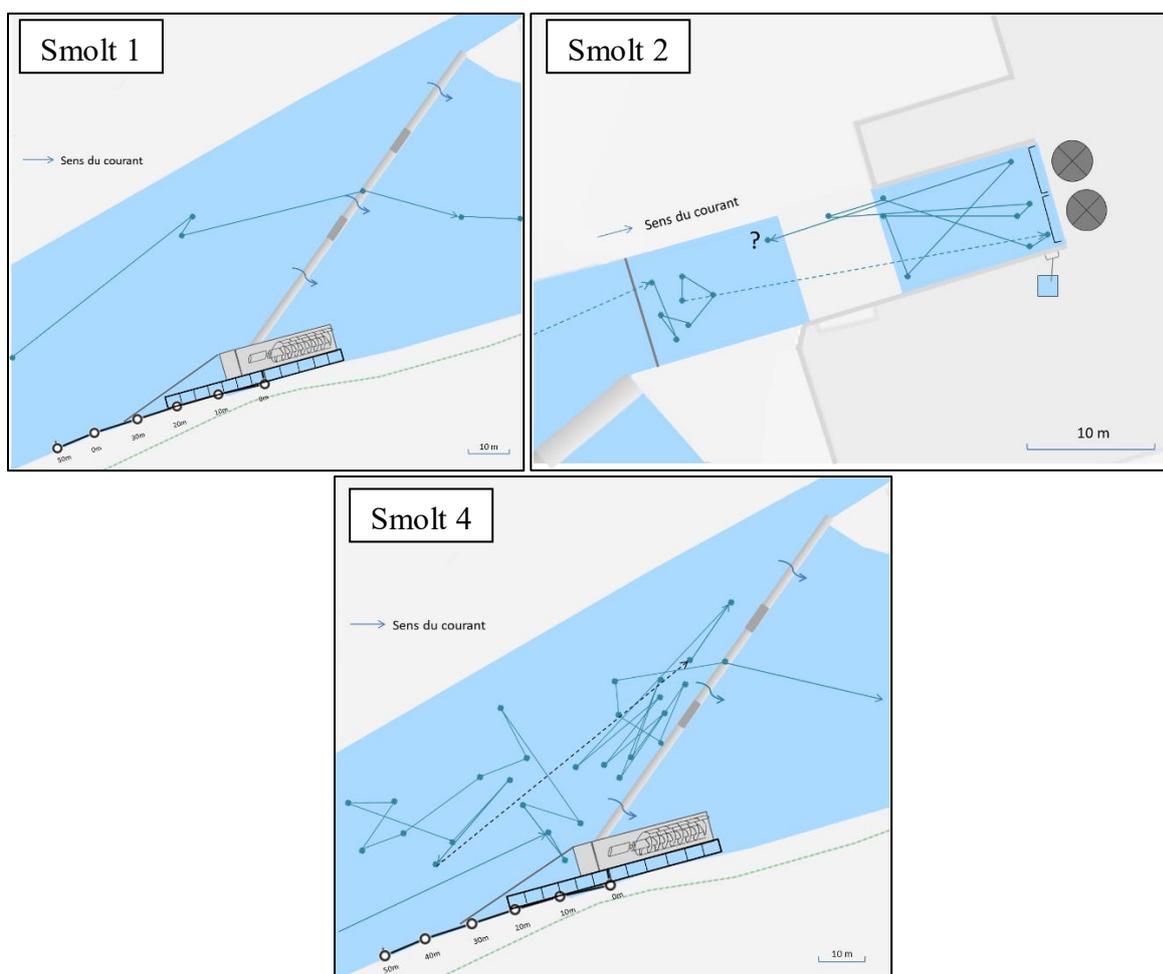


Fig.7a: Comportement fin de recherche en amont du complexe hydroélectrique de Méry pour les smolts radio-marqués du 1^{er} lot: Smolts 1, 2 et 4 (smolt 3 n'est pas repris par manque de données)

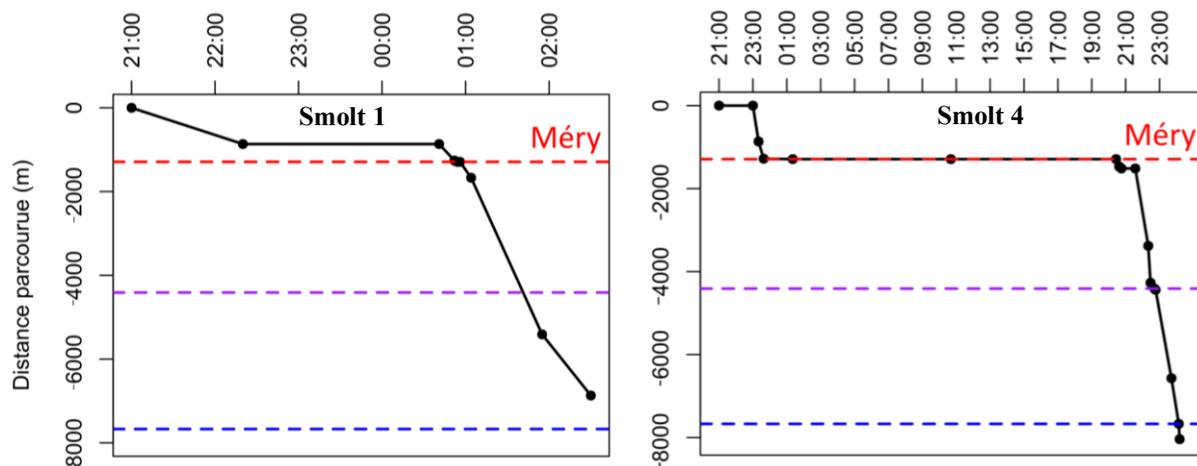


Fig.7b: Patrons de mobilité des smolts radio-marqués du 1^{er} lot le long de basse Ourthe : Smolts 1 et 4
Légende : (—) Méry – (—) Tilff – (—) Colonster – (—) Campana – (—) Streupas – (—) Grosses Battes

b) Smolts du lot n°2

Les smolts du 2^{ème} lot ont été déversés le 19 avril à 18h30. Au moment du déversement, le débit de l'Ourthe à Méry était de 24,1m³/s et la température de 16,2°C.

• Smolt 5

Le smolt n°5 a débuté sa migration à 18h40 et a atteint le site hydroélectrique de Méry à 19h15 en se dirigeant vers le canal de la prise d'eau des turbines Kaplan (Fig.8a et b). Ses positions se sont principalement concentrées en rive droite dont la première à l'entrée de l'exutoire de dévalaison à 21h40. Il est resté en amont des dégrilleurs pendant 4h47 avant de franchir le site par les turbines Kaplan à 00h02. À 1h17, le smolt a atteint le barrage de Tilff avec une vitesse moyenne de 0,69m/s et l'a franchi en 8 min. Il a ensuite dévalé à 0,44m/s avant de s'arrêter vers 3h à 730m en amont du barrage de Colonster, qui est sa dernière position, 6940m en aval du point de déversement.

• Smolt 6

Le smolt n°6 a initié sa dévalaison à 18h40 et est arrivé à 50m du site hydroélectrique de Méry à 22h49 (Fig.8a et b). Il s'est d'abord positionné à 23h04 à 100m du barrage puis s'est retrouvé à 250m à 1h57. Le 20 avril, vers 8h45, l'individu a été localisé à proximité de la drome en amont de la vis d'Archimède et y a effectué des déplacements sur de courtes distances pendant un peu moins de 7h. À 15h30, le smolt s'est positionné en rive gauche et vers 19h, il a alterné rive gauche et rive droite puis s'est rapproché à nouveau de la drome à 21h10. À

21h23, il est passé sous la drome et a traversé la vis d'Archimède à 21h35. Le délai de franchissement était de 22h46. Il a ensuite dévalé avec une vitesse moyenne de 0,38m/s jusqu'au barrage de Tilff qui a été franchi sans s'arrêter. Le smolt a poursuivi sa dévalaison avec une vitesse moyenne de 0,62m/s avant de s'arrêter à 1000m en amont du barrage de Colonster à 00h40 qui est sa dernière localisation, 6670m en aval du point de déversement.

- **Smolt 7**

Le smolt n°7 a débuté sa migration à 18h30 et a atteint le site hydroélectrique de Méry à 19h23. Il a pénétré le canal de la prise d'eau des turbines Kaplan à 21h38 après avoir longé le déversoir (fig.8a). Jusqu'à 2h du matin, les positions du smolt se sont concentrées à proximité de l'exutoire de dévalaison principalement en rive droite. Le 20 avril, à 10h45, il a été localisé au centre du canal de la prise d'eau en effectuant plusieurs allers-retours. La dernière localisation a été le 23 avril à 10h dans le piège de dévalaison.

- **Smolt 8**

Le smolt n°8 a initié sa dévalaison à 18h32 et a atteint le site hydroélectrique de Méry à 19h29 (Fig.8a et b). En ne montrant que très peu de comportements de recherche, il l'a franchi par le déversoir à 19h40, après 11min. Il a atteint le barrage de Colonster à 23h24 avec une vitesse moyenne de 0,48 m/s. Avant de le franchir, le smolt a semblé hésiter et a remonté la rivière de 730m. A 1h06, il a été localisé à 100m du barrage de Campana. Après avoir franchi le barrage, il a fortement ralenti sa dévalaison en aval pendant 1h. La dernière localisation a été effectuée le 20 avril, à 400m en amont du barrage des Grosses Battes et à 11274m en aval du point de déversement.

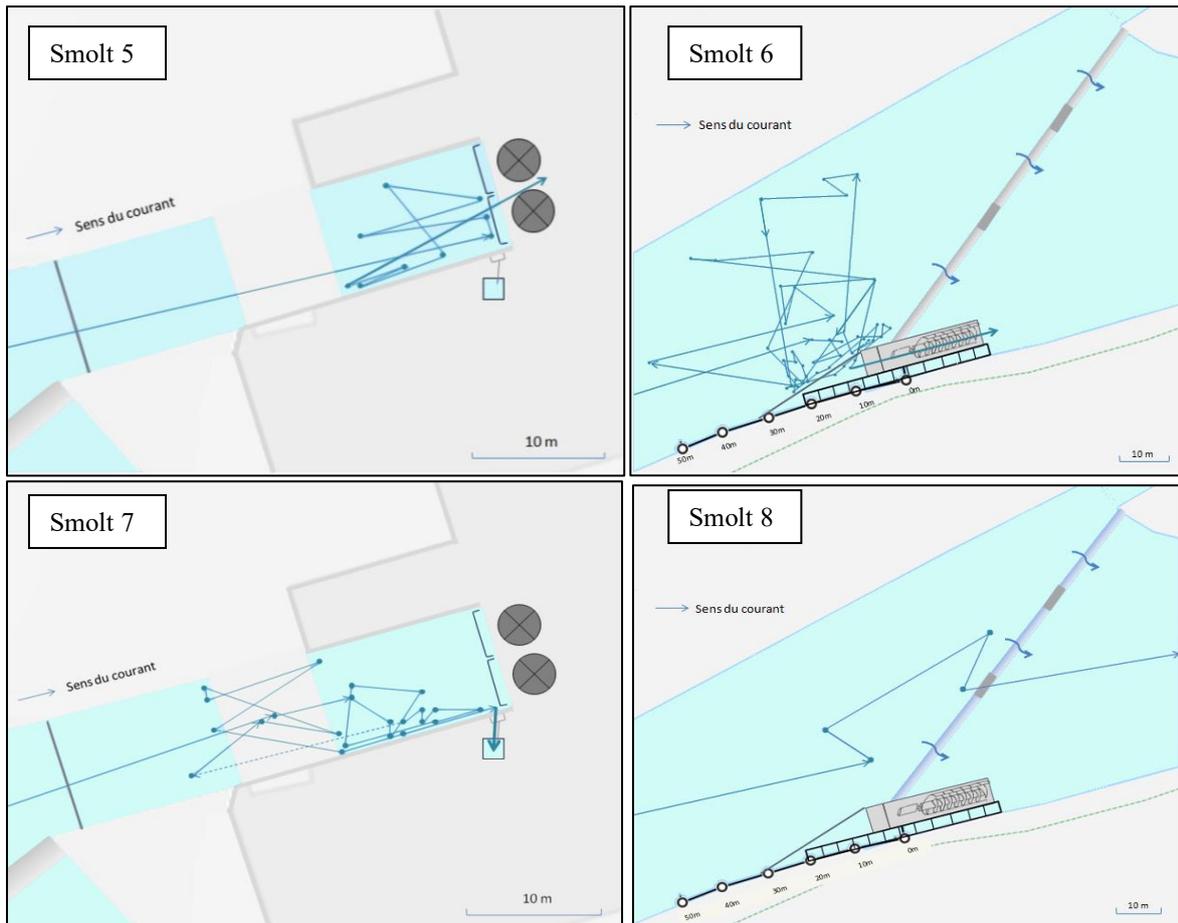


Fig.8a : Comportement fin de recherche en amont du complexe hydroélectrique de Méry pour les smolts radio-marqués du 2^{ème} lot: smolts 5 à 8

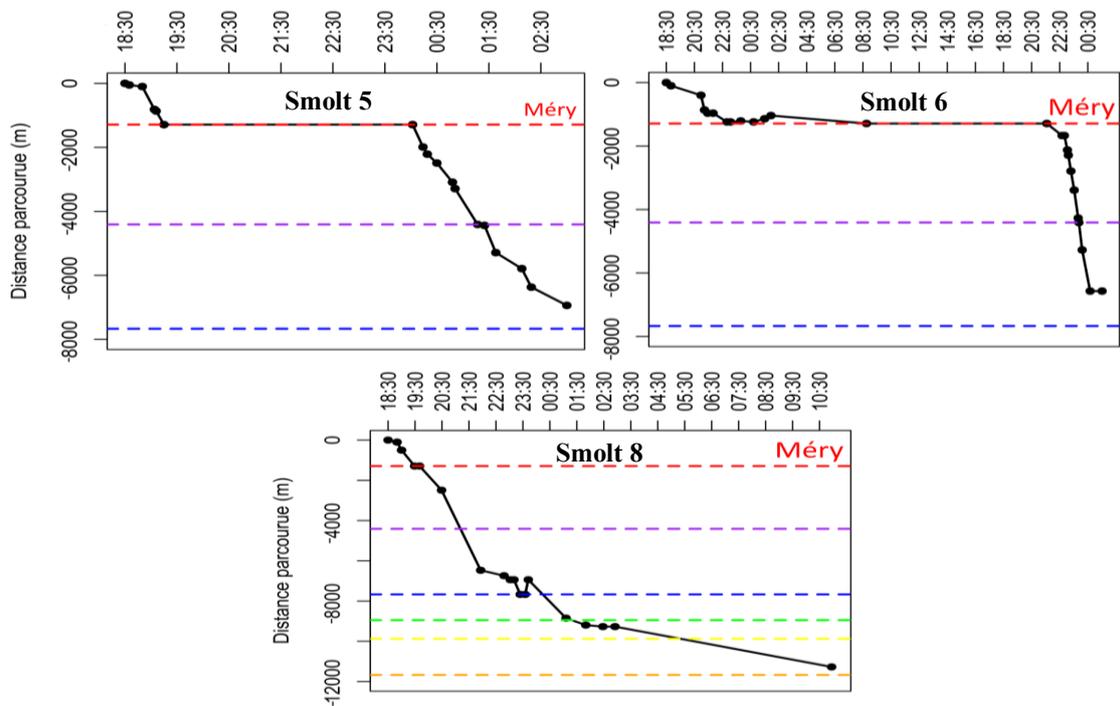


Fig.8b: Patrons de mobilité des smolts radio-marqués du 2^{ème} lot le long de basse Ourthe : Smolts 5,6 et 8
Légende : (—) Méry – (—) Tilff – (—) Colonster – (—) Campana – (—) Streupas – (—) Grosses Battes

c) *Smolts du lot n°3*

Les smolts du 3^{ème} lot ont été déversés le 26 avril à 15h45. Au moment du déversement, le débit de l'Ourthe à Méry était de 18m³/s et la température de 14°C.

- **Smolt 9**

Le smolt n°9 a démarré sa migration à 15h50 et a atteint le site hydro-électrique de Méry à 17h (Fig.9a et b). Il s'est dirigé vers le canal de la prise d'eau et a été localisé à 17h05 à l'entrée de l'exutoire de dévalaison. Le smolt a effectué plusieurs allers-retours le long du dégrilleur avant de rester 1h à l'entrée de l'exutoire. Le smolt, observé par un opérateur, s'est positionné en rhéotaxie positive aussi bien en amont des grilles que lors du passage par l'exutoire. Il y est passé à 21h30 après 4h30 de recherche. Après un contrôle manuel de l'exutoire, il a été relâché à 21h45 et a atteint le barrage de Tilff à 22h56 à 0,74m/s. Il a poursuivi sa dévalaison jusqu'à 600m en amont du barrage de Colonster à une vitesse moyenne de 0,4m/s. Une fois le barrage franchi, le smolt a dévalé en moyenne à 0,17m/s jusqu'à 500m en aval du barrage de Campana. Sa vitesse moyenne s'est ensuite accélérée à 1,9m/s. Le smolt a été localisé pour la dernière fois à 2h09, à 514m du barrage des Grosses Battes, à 11160m en aval du point de déversement.

- **Smolt 10**

Le smolt n°10 a débuté sa migration à 15h50 et a atteint le site hydro-électrique de Méry à 16h44 en rive droite (Fig.9a et b). Il s'est dirigé vers le canal de prise d'eau des turbines et s'est positionné à l'entrée de l'exutoire de dévalaison à 17h18. Le smolt a emprunté l'exutoire à 18h22 après 1h38. Après un contrôle manuel du piège, il a été remis à l'eau et à 19h27 et est arrivé au barrage de Tilff à une vitesse moyenne de 0,67m/s. Le smolt a marqué un arrêt de 3h à 1000m en amont du barrage de Colonster. Le 27 avril, à 11h15, il a été localisé au barrage de Colonster. Il lui aura fallu 8h pour effectuer le tronçon Tilff-Colonster. La dernière localisation a été effectuée à 11h43 à 20m en aval du barrage de Colonster et à 7690m en aval du point de déversement.

- **Smolt 11**

Le smolt n°11 a dévalé à 15h50 et a atteint le site hydro-électrique de Méry en rive droite à 16h46 (Fig.9a et b). Il s'est ensuite dirigé rapidement vers le canal de prise d'eau des turbines Kaplan, et s'est positionné à 17h10 à l'entrée de l'exutoire de dévalaison. Après 49min, à 17h30, il est passé par l'exutoire. Le smolt, relâché après contrôle du piège à 19h27, a dévalé 1200m avant de s'arrêter pendant 4h. Il a été localisé le 27 avril à 11h52, à 1000m en amont

du barrage de Colonster. Vers 18h28, il a dévalé 600m pour ensuite remonter jusqu'à 1000m en amont du barrage. La dernière localisation a été effectuée à 19h56, 1200m en amont de ce barrage, 6470m en aval du point de déversement.

- **Smolt 12**

Le smolt n°12 a initié sa dévalaison à 18h30 et a atteint le site hydro-électrique de Méry à 19h25 (Fig.9a et b). Il s'est déplacé vers le canal de prise d'eau des turbines et a été localisé à l'entrée de l'exutoire de dévalaison à 19h28. Le smolt a effectué des déplacements le long du dégrilleur en amont des turbines Kaplan avant de se faire emporter après 1h dans l'exutoire de dévalaison à 20h15. Après contrôle de l'exutoire, il a été relâché à 20h23. Il a atteint le barrage de Colonster à 1h12 avec une vitesse moyenne de 0,37 m/s puis a marqué une pause de 29min, 250m en aval. Le 27 avril à 10h55, le smolt a été localisé en aval du barrage des Grosses Battes et à 13h46, il a été localisé pour la dernière fois à 780m en aval du barrage, 12454m en aval du point de déversement.

- **Smolt 13**

Le smolt n°13 a débuté sa migration à 15h50 et a atteint le site hydro-électrique de Méry à 16h25 en rive gauche (Fig.9a et b). Il s'est ensuite dirigé vers la vis d'Archimède en rive droite et est resté dans cette zone durant 1h. Il a franchi le site par la vis d'Archimède à 17h23 pour atteindre le barrage de Tilff à 19h51, à une vitesse moyenne de 0,39m/s. Il a poursuivi sa dévalaison à une vitesse moyenne de 0,18m/s, pour atteindre le barrage de Colonster à 1h16 qu'il est parvenu à franchir sans marquer de pause. Il a continué son parcours sur environ 1km avant de s'arrêter. Le 27 avril à 10h39, le smolt a été localisé 100m en aval des Grosses Battes et a été localisée pour la dernière fois à 13h38 à 100m en aval du barrage des Grosses Battes, 11774m en aval du point de déversement.

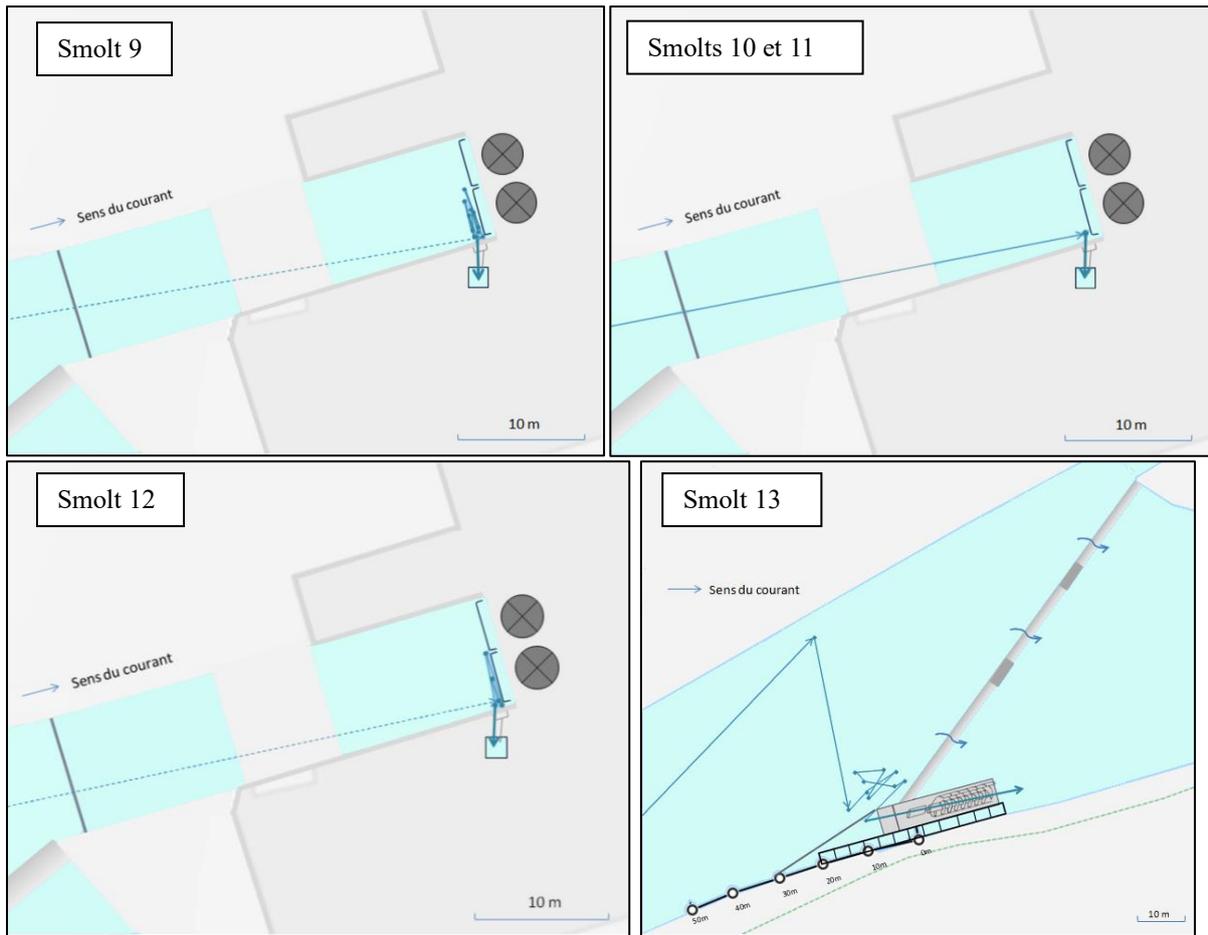


Fig.9a : Comportement fin de recherche en amont du complexe hydroélectrique de Méry pour les smolts radio-marqués du 3^{ème} lot: smolts 9 à 13

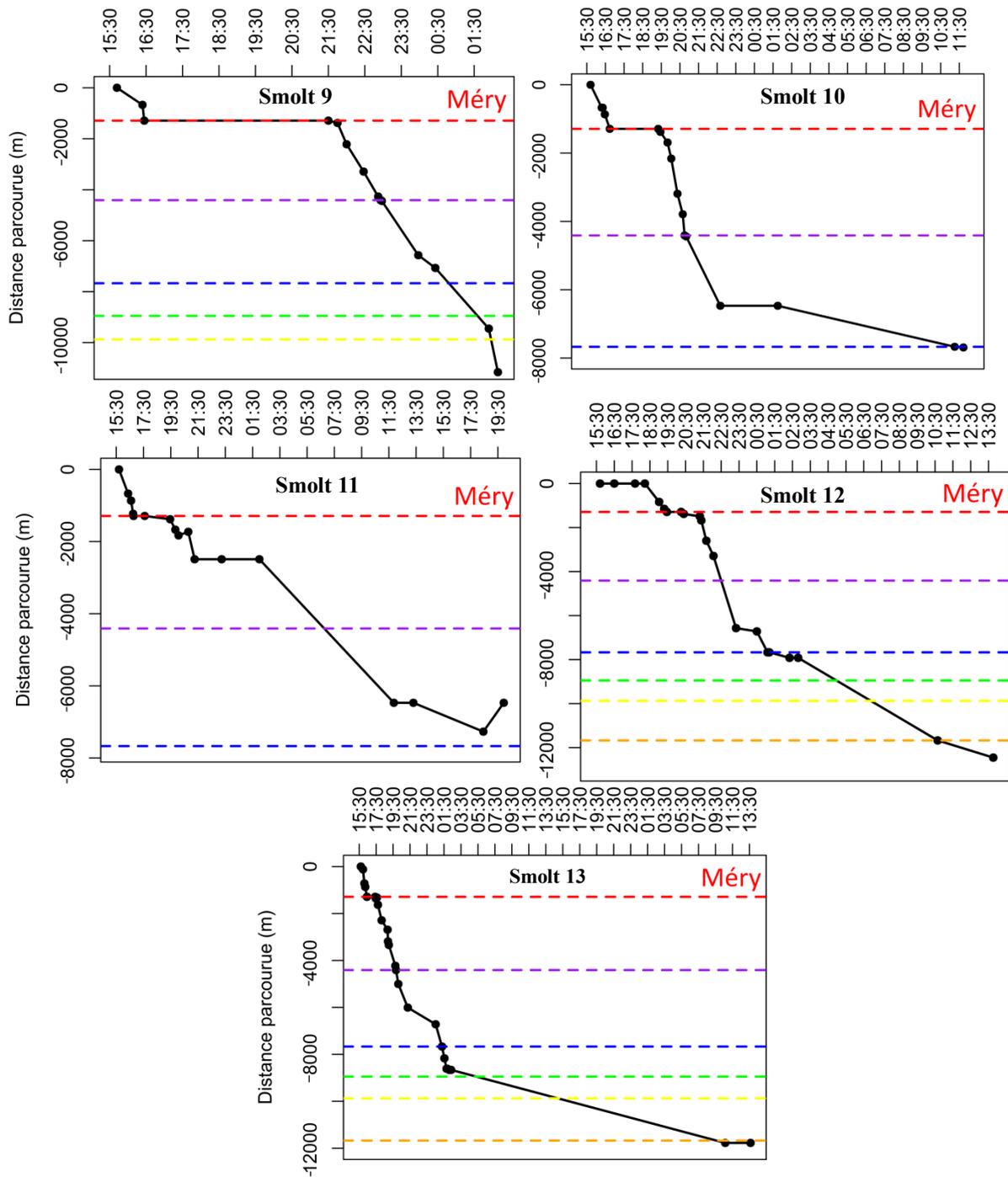


Fig.9b: Patrons de mobilité des smolts radio-marqués du 3^{ème} lot le long de basse Ourthe : Smolts 9 à 13
Légende : (-) Méry – (-) Tilff – (-) Colonster – (-) Campana – (-) Streupas – (-) Grosses Battes

d) Smolts du lot n°4

Les smolts du 4^{ème} lot ont été déversés le 17 mai à 16h15. Au moment du déversement, le débit de l'Ourthe à Méry était de 20,1m³/s et la température de 17,6°C.

- **Smolt 14**

Le smolt n°14 a initié sa dévalaison à 16h19 et a atteint le barrage de Méry à 17h16. À 17h24, il s'est dirigé vers le canal de prise d'eau des turbines Kaplan et est entré rapidement dans l'exutoire de dévalaison à 17h36 (Fig.10a et b). Après un contrôle du piège, il a été relâché à 19h25 et a marqué une pause pendant presque 3h, 380m en aval du barrage de Méry. Le 18 mai, à 10h47, le smolt a été localisé à 900m en amont du barrage des Grosses Battes. La dernière localisation a été effectuée à 12h30 à 700m en aval du barrage des Grosses Battes, à 10974m en aval du point de déversement.

- **Smolt 15**

Le smolt n°15 a débuté sa dévalaison à 16h15 et a atteint le barrage de Méry à 17h38. Il s'est déplacé vers le canal de prise d'eau des turbines Kaplan. Durant 1h22, ses positions se sont concentrées au niveau des vannes avant de se diriger vers la dégrilleur à 19h23 (Fig.10a et b). Le smolt s'est ensuite déplacé jusqu'en rive gauche avant de refaire demi-tour et se positionner à l'entrée de l'exutoire. Il a franchi le barrage par les turbines Kaplan à 20h08 après 2h30 de recherche. A une vitesse moyenne de 0,65m/s, il est arrivé au barrage de Tilff à 21h06 et l'a franchi rapidement. Le smolt a poursuivi sa dévalaison avec une vitesse moyenne de 0,97m/s jusqu'à 1000m du barrage de Colonster à 22h03 et y est resté jusque 2h14. Le 18 mai, à 10h30, il a été localisé 500m en amont du barrage des Grosses Battes. La dernière localisation a été effectuée 10h55 au même endroit, 11174m en aval du point de déversement.

- **Smolt 16**

Le smolt n°16 a initié sa dévalaison à 16h20 et a été détecté pour la première fois à 17h05 en amont des vannes du canal de prise d'eau des turbines Kaplan (Fig. 10a et b). Il s'est dirigé vers l'exutoire de dévalaison et s'est déplacé le long du dégrilleur avant de franchir le barrage par les turbines Kaplan en rive gauche à 17h25. À 18h25, il est arrivé au barrage de Tilff à une vitesse moyenne de 0,84m/s. Sans s'arrêter, il a poursuivi sa dévalaison avec une vitesse moyenne de 0,58m/s jusqu'au barrage de Colonster. Ensuite, 1h après, il atteint le barrage de Campana avec une vitesse moyenne de 0,33m/s. A 21h34, il a continué sa dévalaison avec une vitesse moyenne de 0,38m/s pour atteindre le barrage de Streupas à 22h15. À 23h40, le smolt

est arrivé à hauteur du barrage des Grosses Battes avec une vitesse moyenne de 0,35m/s. La dernière localisation a été relevée à 00h53, 1600m en aval des Grosses Battes, 13274m en aval du point de déversement.

- **Smolt 17**

Le smolt n°17 a débuté sa migration à 16h30 et est arrivé au barrage de Méry à 17h22 (Fig. 10a et b). À 17h24, il s'est déplacé jusqu'au canal de prise d'eau des turbines Kaplan et a été retrouvé dans le piège de l'exutoire de dévalaison à 18h08. Relâché à 19h24 après un contrôle manuel du piège, il a poursuivi sa dévalaison à une vitesse moyenne de 0,78m/s pour arriver au barrage de Tilff à 20h34 qu'il a franchi en 2min. À 22h15, il est arrivé à hauteur du barrage de Colonster à une vitesse moyenne de 0,55m/s. A 23h24, le smolt a atteint le barrage de Campana puis le barrage de Streupas à 00h18 avec une vitesse moyenne de 0,38m/s. La dernière localisation a été effectuée à 00h25, 26m en aval du barrage de Streupas et 9900m en aval du point de déversement.

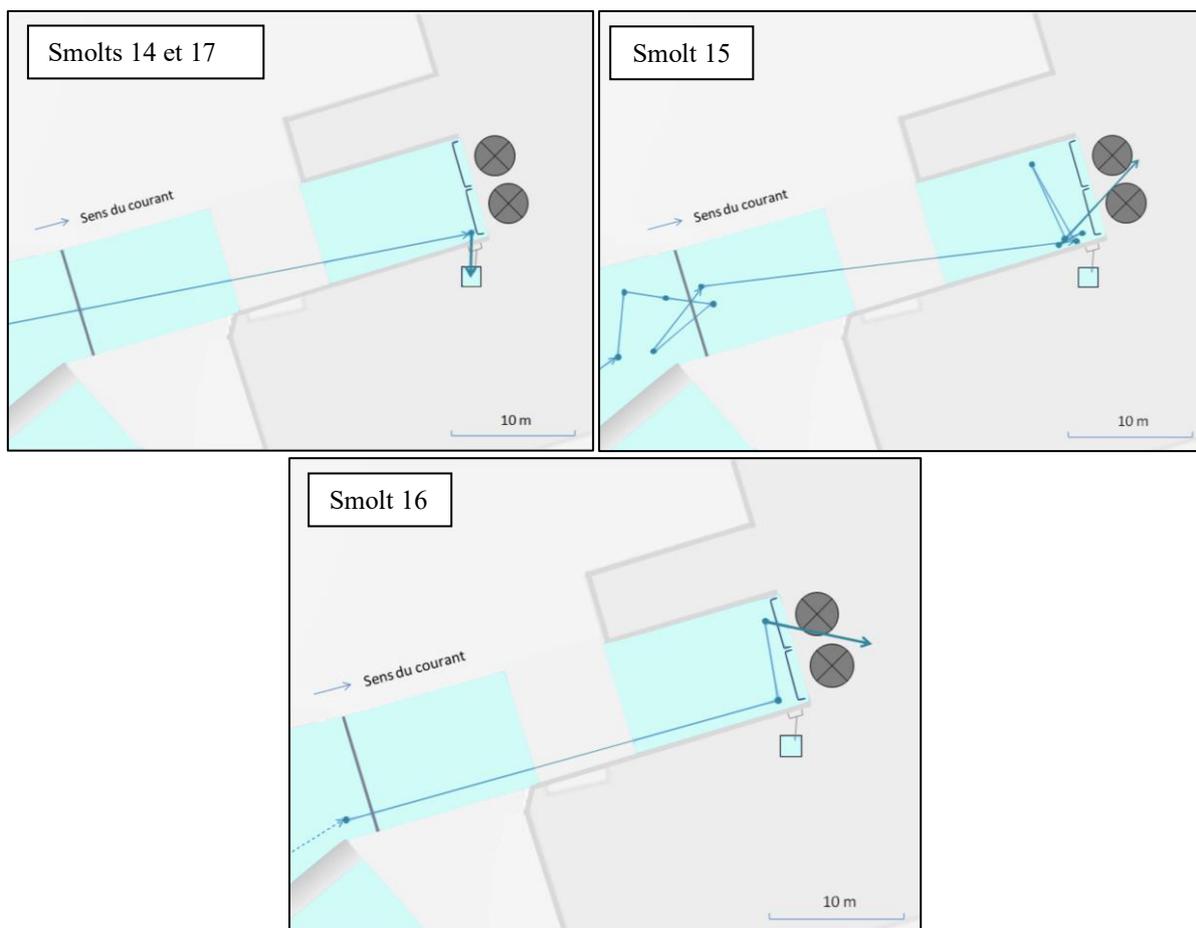


Fig.10a : Comportement fin de recherche en amont du complexe hydroélectrique de Méry pour les smolts radio-marqués du 4^{ème} lot: smolts 14 à 17

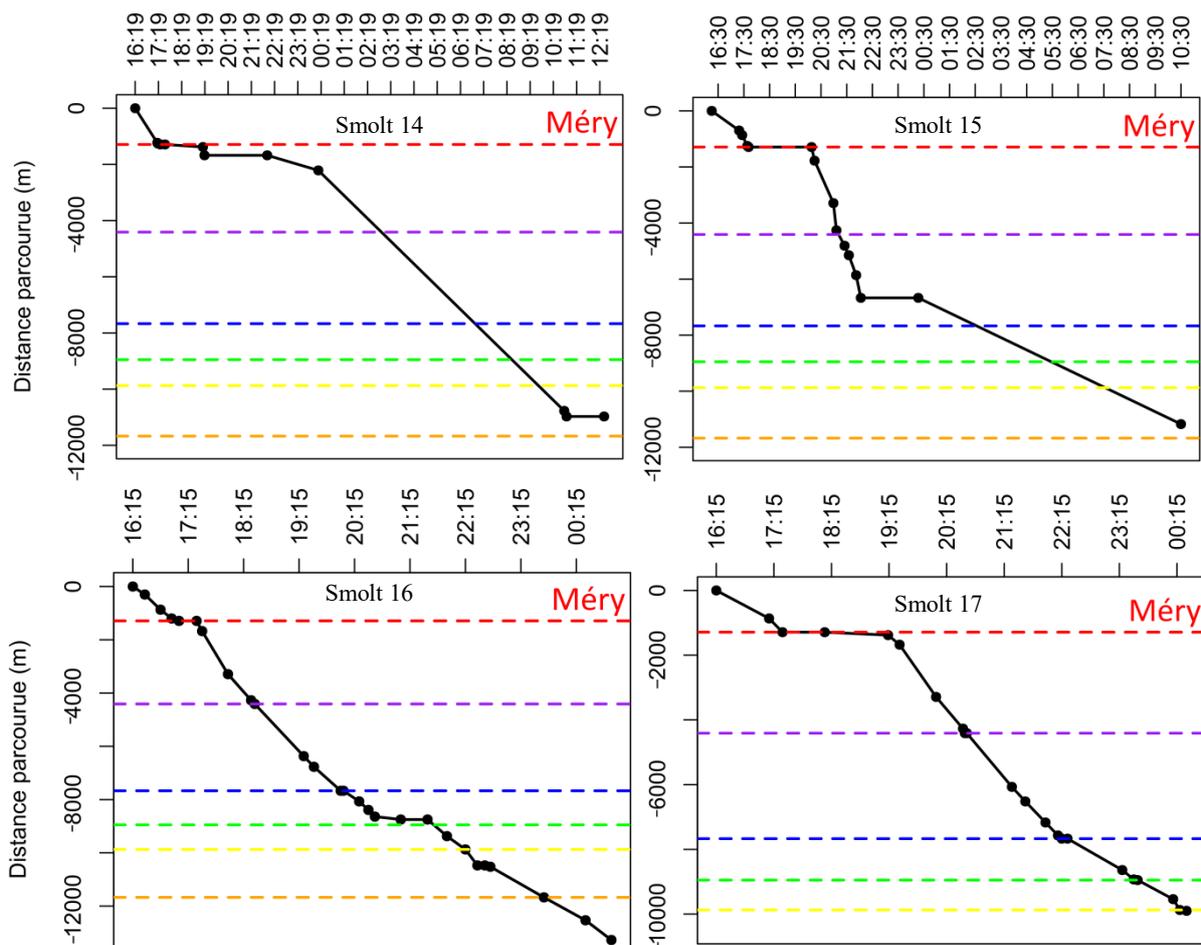


Fig.10b: Patrons de mobilité des smolts radio-marqués du 4^{ème} lot le long de basse Ourthe : Smolts 14 à 17
Légende : (-) Méry – (-) Tilff – (-) Colonster – (-) Campana – (-) Streupas – (-) Grosses Battes

5.3.2 Définition des zones de concentration

Afin d'étudier l'attractivité des voies de passage, à partir du comportement fin de chaque smolt, des cartes avec des zones de concentration ont été établies (Fig.11 et 12). Les 17 smolts ont été rassemblés en 2 groupes suivis dans des conditions de débit et de température similaires. Le 1^{er} comprend les 7 smolts du lot 1 et 2 (débit : 24,1 et 37,2 m³/s et température : 12,15 et 16,2°C) et le 2^{ème} les 9 smolts du lot 3 et 4 (débit : 18 et 20,1 m³/s et température : 14 et 17,6°C). Les smolts des 1^{er} et 2^{ème} lots se sont positionnés préférentiellement à proximité du barrage et au sein du canal de prise d'eau des turbines Kaplan (Fig.11A). La vis d'Archimède et la nouvelle échancrure paraissent quant à elles peu attractives avec la détection d'uniquement 2 smolts. Suivant les conditions de débit et de température,

l'attractivité des voies diffère. En effet, lorsque la température est faible et le débit de la rivière élevé, la zone la plus attractive semble être le barrage (n=5/7 smolts contre n=2/9 smolts) (Fig.11) alors que lorsque la température est plus élevée et le débit de la rivière plus faible, les smolts se positionnent davantage dans le canal de prise d'eau des turbines (n=7/9 contre n=3/7) et plus précisément au niveau des vannes (n=4/9 contre n=1/7) et de l'exutoire de dévalaison (n=7/9 contre 3/7).

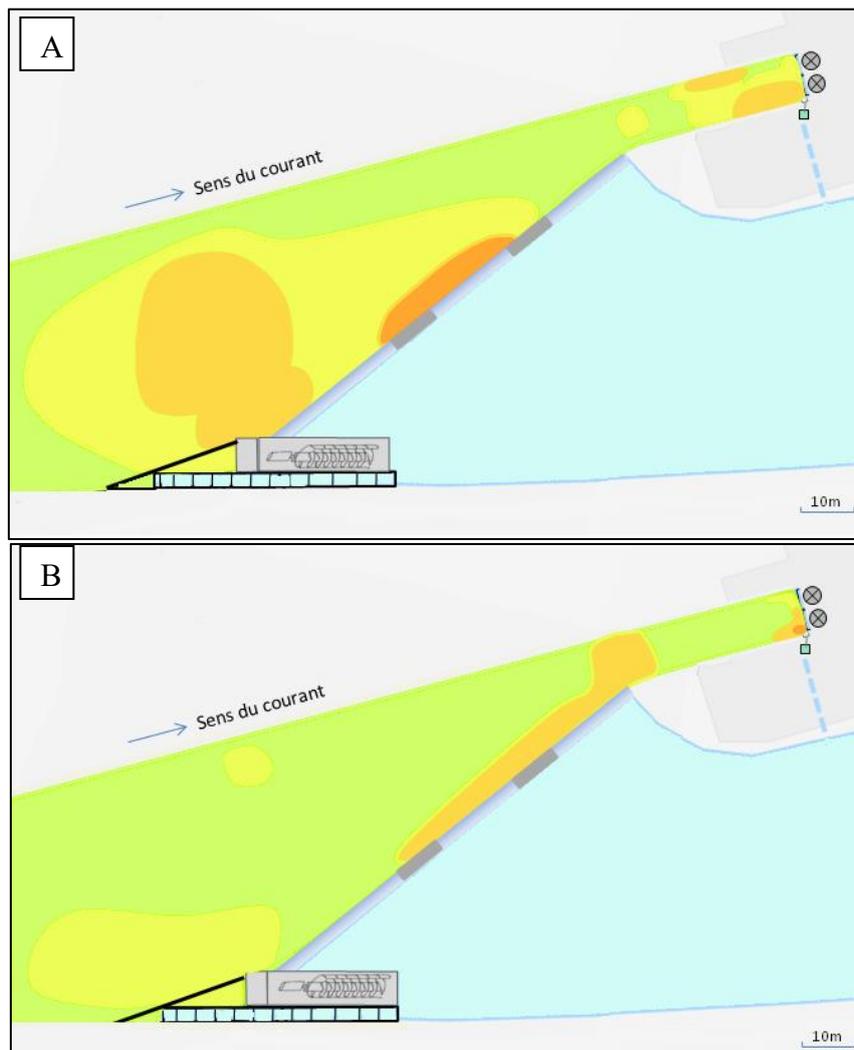


Fig.11: Zones des concentrations à partir du comportement fin de recherche des smolts en amont la centrale hydroélectrique de Méry. (A) lots 1 et 2 – (B) lots 3 et 4
Légende : nombre de smolts — 0; — 1 ; — 2-4; — 5-8; — 9 et ++

En établissant une carte générale des zones de concentration (Fig. 12), tous groupes et toutes conditions confondues, on peut observer une certaine tendance des smolts à atteindre le site hydroélectrique de Méry majoritairement en rive droite ou par le centre du cours d'eau. Seuls 2 smolts se sont positionnés en rive gauche. La majorité des smolts s'est approchée de l'exutoire de dévalaison (n=10/17). Sur ces 10 individus, 6 se sont concentrés au niveau des

vannes à l'entrée du canal de prise d'eau. En ce qui concerne l'attractivité du barrage, 6 smolts y ont été localisés en son centre. Les deux voies les moins attractives sont la vis d'Archimède et la nouvelle échancrure. Seuls 3 smolts s'y sont approchés et seulement 2 sont passés sous la drome.

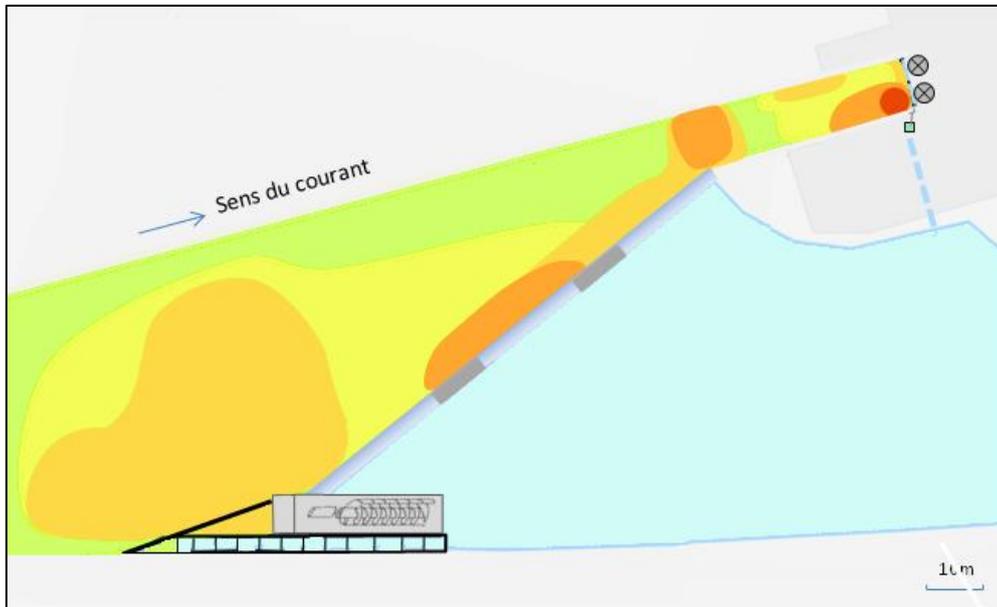


Fig.12 : Zones des concentrations à partir du comportement fin de recherche des smolts des 4 lots en amont la centrale hydro-électrique de Méry
Légende : nombre de smolts — 0; — 1 ; — 2-4; — 5-8; — 9 et ++

5.3.3 Utilisation des voies de passage

Une fois les zones de concentration mises en évidence, il est important d'analyser la voie de passage empruntée par chaque smolt. Pour cet objectif, les données obtenues par la technique RFID sont utiles en complément des suivis manuels par radio-téléométrie. Sur l'ensemble des smolts radio-marqués, 41% des poissons (n=7/17) ont utilisé l'exutoire de dévalaison (Fig.13) contre 38% des smolts marqués avec RFID (n=76/200). Le pourcentage d'utilisation de la vis d'Archimède est de seulement 12% (n=2/17) pour les smolts radio marqués. En ce qui concerne les smolts RFID-marqués, seul 1% (n=2/200) se sont approchés de la vis d'Archimède et l'ont potentiellement utilisée comme voie de passage. L'utilisation des turbines Kaplan est de 17% (n=3/17) pour les smolts radio-marqués et le même pourcentage (17%) pour la lame déversante du barrage. Les smolts marqués RFID qui sont passés par les turbines Kaplan ou le barrage ne sont pas identifiables et sont dès lors, rassemblés et représentent 56% des individus (n=112/200). Seuls 9 smolts avec RFID (4,5%)

ont été détectés à proximité de l'échancrure et l'ont certainement utilisé comme voie de passage.

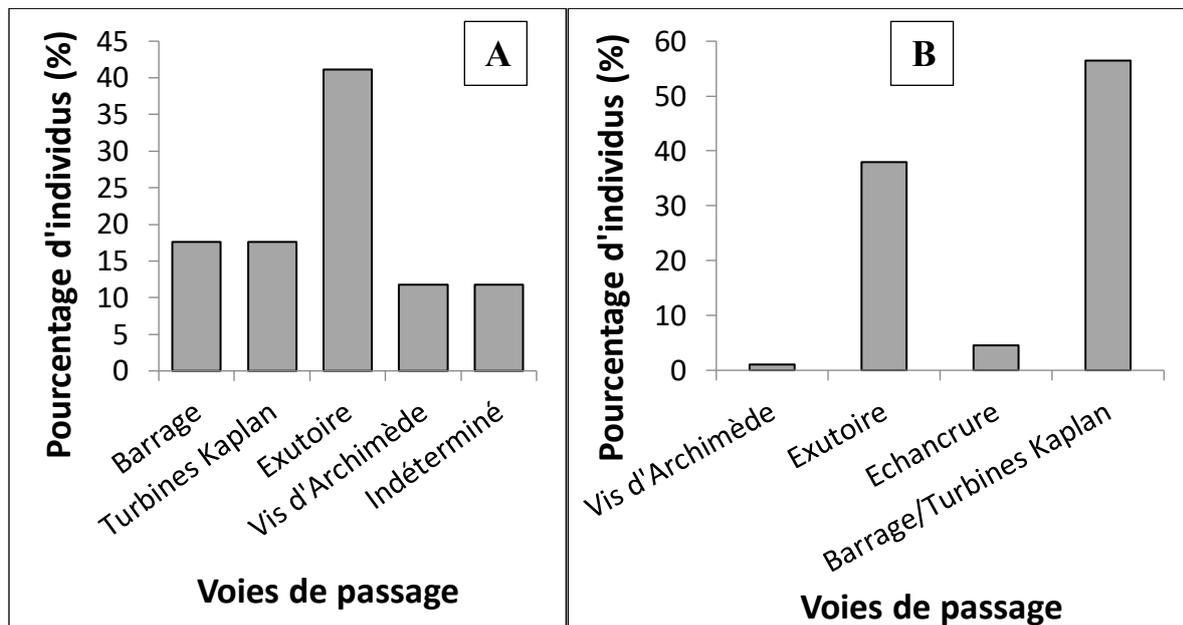


Fig.13 : Taux de passage de chaque voie potentielle du site hydroélectrique de Méry pour (A) les smolts radio-marqués et (B) pour les smolts munis d'un RFID

Sans tenir compte de la catégorie « Indéterminé » en télémétrie radio, par le test exact de Fisher, on n'observe pas de différence significative dans l'utilisation des voies de passage entre les différents lots (p -value = 0,114). On peut tout de même observer sur le 1^{er} graphique (Fig.14A) une diminution de l'utilisation du barrage comme voie de passage par les smolts radio marqués ainsi qu'une augmentation de l'utilisation de l'exutoire de dévalaison en lien avec une diminution de débit. Les turbines Kaplan et la vis d'Archimède sont peu utilisées par les 4 lots. En ce qui concerne la technique RFID, l'utilisation de l'exutoire de dévalaison augmente de 10% à 56% entre les lots avec une diminution de débit (Fig. 14B). L'utilisation du barrage et des turbines Kaplan varie entre 38% et 90% avec une diminution de son utilisation pour le lot 3 et 4. La vis d'Archimède et la nouvelle échancrure ne sont empruntées que par les smolts du 2^{ème} et 3^{ème} lot.

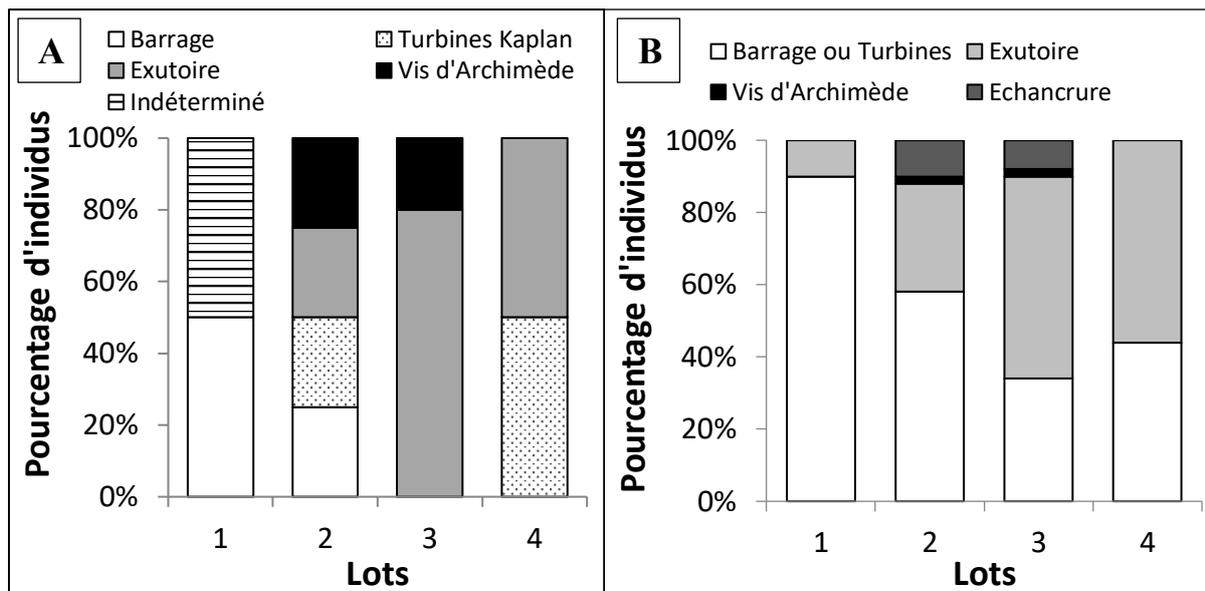


Fig.14 : Taux de passage de chaque voie de passage potentielle par lot pour (A) les smolts radio-marqués et (B) les smolts munis d'un transpondeur RFID

5.3.4 Efficacités de l'exutoire de dévalaison de Méry

À partir des données obtenues des smolts radio-marqués, l'efficacité globale de l'exutoire de dévalaison est de **41%**. L'efficacité corrigée de l'exutoire est supérieure avec **64%** (17 smolts marqués, 11 ont pénétré le canal de prise d'eau des turbines et 7 smolts ont emprunté l'exutoire de dévalaison). Pour les smolts RFID-marqués, seule l'efficacité globale peut être calculée et elle est de **38%**.

5.3.5 Délai de franchissement associé à chaque voie de passage

Il apparaît que les smolts mettent moins de temps de recherche pour emprunter les turbines Kaplan ou l'exutoire de dévalaison avec respectivement un temps moyen de 2h31 et de 1h29 (médiane = 2h27 et 50min). La vis d'Archimède, par contre, est associée au délai de franchissement moyen le plus élevé avec 11h52. Le barrage nécessite un délai de franchissement moyen intermédiaire de 7h01.

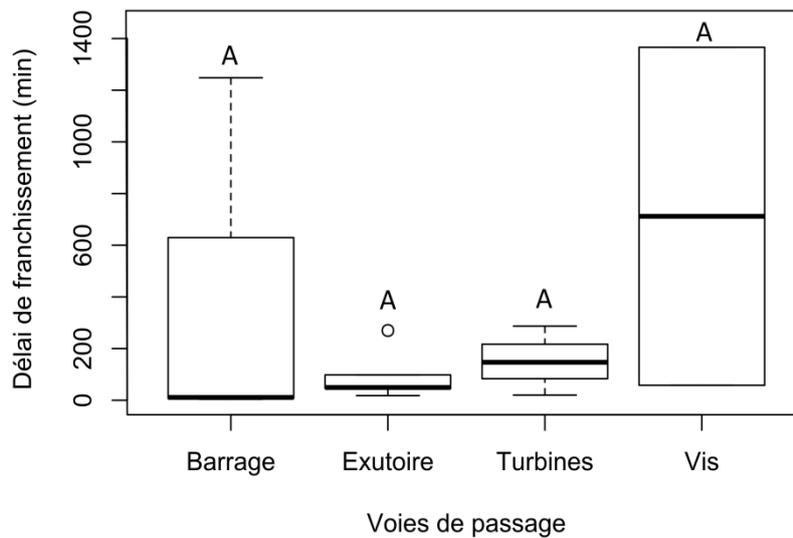


Fig.15 : Délai de franchissement associé à chaque voie de passage et nécessaire pour franchir le barrage de Méry pour les smolts radio-marqués. A : représentant les différences significatives entre les différentes voies

5.3.6 Influence des conditions environnementales et variables morphologiques sur le comportement de dévalaison

Le comportement de dévalaison et le choix d'une voie de passage peuvent être influencés par plusieurs facteurs externes tels que le débit de la rivière, le rythme nyctéméral et la taille des smolts. Nous avons tenté de vérifier si ces facteurs peuvent avoir un impact sur le choix de la voie de dévalaison. Les données obtenues par la technique de télémétrie-radio et par la technique RFID ont été utilisées pour ces analyses.

a) Influence du débit de l'eau sur le choix d'une voie de passage

À partir des données des smolts radio-marqués, le test de Kruskal-Wallis suggère que le débit a une influence sur le choix de la voie de passage (p -value = 0,039) (Fig. 16). Lorsque l'on compare deux à deux, on observe une différence significative entre le barrage et l'exutoire de dévalaison (Mann-Whitney-Wilcoxon : p -value = 0,022). Le débit moyen le plus élevé est associé au passage par le barrage avec 35,9 m³/s alors que le débit moyen le plus faible est associé à l'exutoire de dévalaison avec 18 m³/s. Le débit moyen associé à la vis d'Archimède est relativement semblable à celui associé aux turbines Kaplan avec respectivement 20,4 et 20,8 m³/s. En ce qui concerne les données des smolts RFID-marqués, le pourcentage d'utilisation de l'exutoire de dévalaison est significativement plus faible lors des premiers et deuxième déversement lors le débit moyen était. En comparant les résultats des deux méthodes de suivi, les débits moyens obtenus pour l'exutoire de dévalaison sont similaires,

avec respectivement 18 et 19,8 m³/s. C'est également le cas pour la vis d'Archimède avec 20,4 et 21 m³/s.

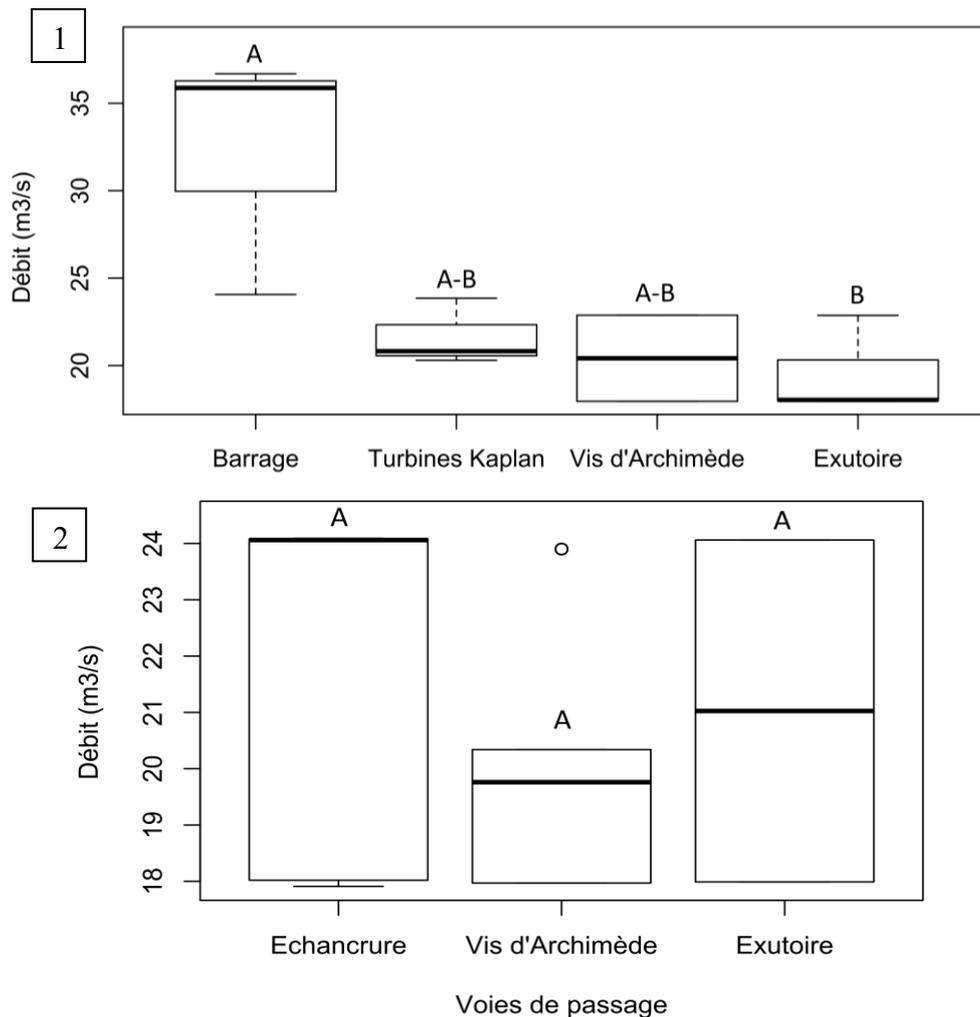


Fig.16: Débit du cours d'eau associé aux différentes voies de passage pour 1) les smolts radio-marqués et 2) les smolts RFID-marqués. A et B représentant les différences significatives entre les différentes voies

b) Influence de la taille des individus sur le choix d'une voie de passage

En comparant la taille moyenne associée aux différentes voies de passage, on n'observe pas d'influence de la taille sur le choix d'une voie de migration (Kruskal-Wallis : RADIO : p-value = 0,228 et RFID : p-value = 0,078) (Tableau 5).

Tableau 5: La taille moyenne associée à chaque voie de passage pour les smolts radio-marqués et RFID-marqués

Taille moyenne (mm)	Exutoire	Barrage	Turbines Kaplan	Vis d'Archimède	Echancrure
RADIO	184	169	184	169,5	/
RFID	165			156	162

5.3.7 Patrons de migration après le passage de Méry

a) Vitesse de progression des smolts

Sur l'ensemble des données récoltées entre le point de déversement (amont de Méry) et le barrage de Colonster, les smolts ont dévalé l'Ourthe avec une vitesse moyenne de 0,25m/s (médiane = 0,25m/s). Le smolt n°6 s'est déplacé avec la vitesse la plus faible de 0,07m/s et le smolt n°11 avec la vitesse la plus élevée de 0,44m/s (Tableau 6). On observe aucune influence de la taille des smolts (corrélation de Spearman: p-value = 0,527, n = 10) ni de la voie de passage (Kruskall-Wallis: p-value = 0,124, n = 10) sur leur temps de parcours entre le barrage de Méry et le chemin de fer à 1000 m du barrage de Colonster.

Tableau 6: Vitesse de migration de 14 smolts radio-marqués le long de l'Ourthe du point de déversement au barrage de Colonster

Smolts	1	4	5	6	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Vitesse (m/s)	0,36	0,09	0,23	0,07	0,19	0,31	0,11	0,44	0,28	0,17	0,16	0,31	0,43	0,35

b) Comparaison des vitesses de migration dans différents biefs de l'Ourthe

À partir des suivis radio, les vitesses minimales, moyennes et maximales entre les barrages ont été calculées (Tableau 7). La vitesse maximale et la vitesse moyenne les plus élevées de migration (respectivement, 1,14 m/s et 0,66 m/s) sont associées aux biefs entre le barrage de Méry et de Tilff. La vitesse moyenne la plus lente ($v = 0,31$ m/s) est associée au tronçon Colonster-Campana et la vitesse minimale la plus faible ($v = 0,07$ m/s) est associée au tronçon Tilff-Colonster. Le tronçon de déversement-Méry et Tilff-Colonster s'avèrent avoir une vitesse moyenne de déplacement relativement semblable, respectivement 0,39 m/s et 0,40m/s. Concernant le tronçon Tilff-Colonster, comme nous avons pu le constater, les smolts radio-marqués ont presque toujours effectué un ralentissement ou un arrêt à environ 1000 m en amont du barrage de Colonster, diminuant considérablement la vitesse moyenne de migration. En comparant les vitesses entre elles, on observe une différence significative (Kruskall-Wallis : p-value = 0,0159) et plus particulièrement entre Dév./Méry - Méry/Tilff et Méry/Tilff-Colonster Campana (Mann-Whitney-Wilcoxon : p-value = respectivement 0,016 et 0,002).

Tableau 7: Vitesses minimales, moyennes et maximales des smolts radio-marqués pour chaque bief de l'Ourthe

Vitesses (m/s)	Déversement à Méry	Méry à Tilff	Tilff à Colonster	Colonster à Campana
	(A) n= 15	(B) n= 12	(C) n= 6	(D) n= 4
Vitesse Minimale	0,09	0,33	0,07	0,27
Vitesse Moyenne	0,39	0,66	0,40	0,31
Vitesse Maximale	0,65	1,14	0,66	0,34

c) Comparaison des délais de franchissement pour les différents barrages de l'Ourthe

Les temps minimal, moyen et maximal passés en amont des barrages ont été calculés pour les barrages de Méry et Tilff (Tableau 8). Le délai de franchissement pour le barrage de Méry varie de 4min à 22h46 avec une moyenne de 4h22 (médiane = 54min). En ce qui concerne le barrage de Tilff, le délai de franchissement maximum est de 8min (moyenne = 1min35). Les deux barrages présentent une différence significative pour le délai nécessaire pour être franchi (Mann-Whitney-Wilcoxon : p-value = 0,00002).

Tableau 8: Délai de franchissement minimal, moyen et maximal pour des barrages présents de l'Ourthe

Temps (heure)	Temps min.	Temps moyen	Temps max.
Barrage de Méry (n=14)	00:04	04:22:17	22:46
Barrage de Tilff (n=12)	00:00	00:01:35	00:08

5.4 Conclusions

Cette étude préliminaire par télémétrie radio et RFID sur le site de Méry a permis de répondre aux objectifs qui étaient posés. Sur $n=17$ smolts radio-pistés, $n=15$ ont pu être pistés complètement et ont pu fournir des données sur le comportement de dévalaison et le choix de la voie de passage. En ce qui concerne le suivi par la méthode RFID, sur les 5 voies de passage potentielles, seuls 2 antennes ont pu être installées, une en amont de la vis d'Archimède et l'autre en amont de la nouvelle échancrure mais également l'utilisation de l'exutoire de dévalaison. Ce dispositif complémentaire à la radio-télémétrie, a été très utile dans le cadre de cette étude, notamment par une augmentation du nombre d'individus suivis. Cependant, ce nombre d'antennes n'a pas permis de différencier les smolts passés par le barrage ou par les turbines Kaplan. En ce qui concerne l'effet du marquage sur le comportement de dévalaison des smolts, afin de respecter un rapport poids de l'émetteur/poids du smolt inférieur à 2%, nous avons sélectionné des individus dont la taille et le poids sont plus élevés que les smolts qui dévalent naturellement. Aucun ne semble avoir été affecté par la chirurgie car ils ont tous entamé leur migration très rapidement après le marquage et aucun comportement aberrant n'a été observé. Par le biais des données récoltées nous pouvons retenir plusieurs points important :

- **Attractivité des voies de passages sur le barrage de Méry**
 - I. La plupart des smolts ($n=10$) se sont rapidement positionnés à proximité de la voie de passage qui a été finalement empruntée. D'autres ($n=6$) ont par contre approché plusieurs voies de passage potentielles, avant d'en choisir une définitivement.
 - II. Les zones de concentrations à proximité des voies de passage ont permis de mettre en évidence les endroits qui sont attractifs, avec le choix de la voie. À partir de ces cartes, nous avons pu mettre en avant une plus grande attractivité de l'exutoire de dévalaison et le faible attrait de la vis d'Archimède. La configuration hydraulique du site pourrait avoir un effet sur le déplacement et le comportement des smolts (Larinier et Travade, 1998). Malgré les caractéristiques favorables aux poissons, l'installation d'une vis d'Archimède sur le site de l'étude n'a pas entraîné une orientation significative vers l'utilisation de cette voie de passage par les smolts. Seulement 23,5% des smolts se sont approchés de la vis et 11,8% l'ont utilisée comme voie de migration. La faible attractivité et la faible utilisation de la vis d'Archimède dans notre étude sont

probablement liées à sa position inappropriée en fonction de la configuration typologique du site, dans la partie supérieure du barrage. Le pourcentage d'utilisation de la vis d'Archimède est inférieur aux prévisions par rapport au rapport hydraulique, ce qui est un avantage pour la vis (rapport débit Archimède / Kaplan: 116%). Il est plausible que la vis d'Archimède puisse repousser et effrayer les smolts parce que son fonctionnement est associé à des bruits importants (par exemple, les pales qui frappent l'eau: Lashofer et al., 2012) dont l'impact sur les poissons n'est pas encore connu. Actuellement, très peu d'études ont déjà été réalisées sur l'attraction des vis d'Archimède. Cependant, en ce qui concerne les anguilles, Piper et al. (2018) ont pu déjà mettre en évidence la faible attractivité de la vis d'Archimède aussi bien pour la montaison que la dévalaison.

- **Utilisation des voies de passages**

- I. En ce qui concerne l'exutoire de dévalaison, les smolts observables à l'œil nu se positionnaient principalement à proximité de l'exutoire proche de la prise d'eau des turbines Kaplan. Néanmoins, même s'ils sont attirés par cette voie, les smolts sont restés positionnés en rhéotaxie négative (tête vers l'amont) en résistance au courant, indiquant la perception d'un danger notamment une augmentation de la turbulence ou de la vitesse de courant (Ovidio et al., 2017). Par ailleurs, notre étude a montré que la totalité des smolts radio-marqués, localisés dans le canal de prise d'eau, a emprunté les turbines Kaplan ou l'exutoire de dévalaison. En effet aucun smolt rentré dans le canal d'amenée des turbines Kaplan n'a rebroussé chemin par la suite pour trouver une autre voie de passage.
- II. Sur l'ensemble des smolts suivis, les smolts radio-marqués (41%) et RFID-marqués (38%) ont majoritairement franchi le site de Méry en empruntant l'exutoire de dévalaison. Si on compare les effectifs pour ces deux voies de passage, sur les 11 smolts radio-marqué présents dans le canal d'amenée, 7 ont effectivement emprunté l'exutoire de dévalaison, obtenant une efficacité corrigée (selon Ovidio et al., 2017) de 64%. L'utilisation globale des turbines Kaplan pour les smolts radio-pistés dans le cadre de notre étude est donc de 17%. En absence de l'exutoire à Méry, le nombre de smolts qui emprunte les turbines Kaplan augmenterait inévitablement et pourrait atteindre un pourcentage d'utilisation entre 60 et 70%. L'exutoire a dès lors un grand intérêt

pour la dévalaison des smolts sur le site de Méry. Cependant, les données présentes dans la littérature montrent que l'efficacité de l'exutoire de dévalaison pourrait être encore augmentée en améliorant notamment la typologie de la grille (inclinaison et espacement entre barreaux plus faibles) qui est associée (Tomanova et al., 2018).

- III. Etant donné le faible débit associé aux voies restantes telles que le déversoir et les voies naturelles, celles-ci sont peu utilisées (Havn et al., 2017 ; Brevé et al., 2014 ; Thorstad et al., 2017). Seulement 17% des smolts radio-marqués et potentiellement la moitié des 56% des smolts RFID ont emprunté le déversoir alors que c'est la voie la plus naturelle. Le pourcentage d'utilisation du barrage a légèrement diminué passant de 33% en 2008 (Philippart et al., 2008) à 17% en 2018. De plus, la nouvelle échancrure sur le barrage a été très peu utilisée avec uniquement 6% des smolts RFID. En ce qui concerne la vis d'Archimède, seuls 12% des smolts radio-marqués et 1% des smolts RFID-marqués ont emprunté cette voie contre 43% des smolts lors de l'étude de Havn et al. (2017).

- **Temps de franchissement des barrages**

- I. Les smolts ont mis en moyenne de 4h22 pour franchir le barrage de Méry et au total, 75% l'ont franchi en moins de 4h. Sur les 25% restant 2 smolts ont pris plus de 20h pour franchir le barrage. Nous avons observé différents délais de franchissement suivant les voies de passage empruntées. Pour l'exutoire de dévalaison et les turbines Kaplan, le délai est de respectivement 1h29 et 2h31 alors que pour le déversoir ou la vis d'Archimède, il est de respectivement 7h01 et 11h52.
- II. De manière isolée, le retard engendré au niveau du barrage de Méry dans nos conditions environnementales peut sembler peu problématique. Cependant, une fois ce barrage franchi, les smolts doivent encore surmonter 5 autres barrages avant d'arriver dans la Meuse accentuant le retard cumulé (Coutant et Whitney 2000). Le barrage de Méry ralentit la progression des smolts d'en moyenne 4h22 et celui de Tilff quant à lui augmente le temps de parcours d'en moyenne 1min35. En ce qui concerne les 4 barrages qui suivent, leur délai de franchissement n'a pas pu être déterminé. À partir des données obtenues pour Méry et Tilff, étant donné

leur typologie semblable, les barrages de Colonster et de Streupas nécessiteraient un délai de franchissement probablement similaire à celui du barrage de Tilff. Pour les barrages de Campana et des Grosses Battes, leur délai de franchissement se rapprocherait davantage à celui de Méry. De plus, une fois arrivé à la confluence, ils devront franchir les nombreux barrages de la Meuse dont celui à Monsin qui pose des problèmes majeurs (Dierckx et al., 2017).

- **Influence du débit sur les voies de passage**

- I. La répartition du débit de la rivière entre les différentes voies de passage en amont de l'ouvrage hydro-électrique a inévitablement un effet sur le choix d'une. Dans le cadre de notre étude, on distingue un effet du débit sur le choix de l'exutoire de dévalaison ou du déversoir comme voie de passage. L'utilisation du déversoir du barrage est associée à un débit de la rivière élevé alors que l'exutoire de dévalaison à un faible de débit. Lorsque celui-ci atteint les $20\text{m}^3/\text{s}$, il n'y a plus assez d'eau passant par le déversoir et les smolts ont tendance à se diriger vers le canal de prise d'eau des turbines Kaplan. On observe dès lors une augmentation de l'utilisation de l'exutoire de dévalaison par les smolts radio- et RFID-marqués.

- **Vitesses de migration**

- I. Lorsque l'on compare les vitesses de migration ($v = 0,39, 0,66, 0,40$ et $0,31\text{m/s}$) obtenues dans les différents biefs, on observe une grande variabilité sur l'ensemble du trajet des smolts du point de déversement en amont de Méry vers la confluence de l'Ourthe avec la Meuse. Ces différences significatives entre les 1^{er}/3^{ème} biefs et le 2^{ème} tronçon pourraient être expliquées par la présence d'arrêts intentionnels des smolts tout au long du cours. C'est pourquoi dans le cadre de notre étude, dans certains segments de la rivière, on observe un ralentissement de la plupart des smolts comme notamment à 1000m du barrage de Colonster, dans le bief entre le point de déversement et le barrage de Méry et dans le bief entre le barrage de Colonster et de Campana. La faible vitesse de courant ne favorise pas l'orientation des smolts et entraîne une diminution de la vitesse de migration (Coutant et Whitney 2000).

- II. Les smolts ont dévalé l'Ourthe à une vitesse moyenne de migration de 0,25m/s en prenant en considération les retards et la progression entre les biefs. Dans la littérature, des vitesses moyennes sont variables et fluctuent entre 0,07m/s, 0,3m/s et jusqu'à 0,69m/s en milieu artificiel contrôlé. Newton et al. (2018) ont mis en évidence une vitesse de progression très faible de 0,025 à 0,19 m/s dans une rivière non impactée par des obstacles. Dans le cadre de notre étude, la vitesse de progression moyenne calculée semble être dans la moyenne supérieure pour une rivière impactée par des barrages par rapport aux données présentes dans la littérature. Contrairement à Havn et al. (2017) qui ont observé une influence de la voie de passage empruntée sur la vitesse de progression ultérieure des smolts avec une vitesse de migration plus élevée après le passage par la vis d'Archimède, notre étude n'a montré aucune influence de la voie de passage empruntée à Méry sur la vitesse de progression. Comme pour Havn et al. (2018), la taille n'aurait également aucune influence sur la vitesse de progression.

5.3. Perspectives

Pour la poursuite des investigations, il serait intéressant d'installer des antennes de détection RFID au niveau de toutes les voies de passage potentielles ou du moins au niveau des turbines Kaplan. Il serait également important d'augmenter l'effectif suivi afin de tester les taux d'attractivité et d'efficacité dans une plus grande variété de conditions hydrauliques.

Bibliographie

- Brackley, R., Lucas, M. C., Thomas, R., Adams, C. E., & Bean, C. W. (2018). Comparison of damage to live v. euthanized Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts from passage through an Archimedean screw turbine. *Journal of fish biology*, 92(5), 1635-1644.
- Brevé, N., Vis, H., Spierts, I., de Laak, G., Moquette, F., & Breukelaar, A. (2014). Exorbitant mortality of hatchery-reared Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.), in the Meuse river system in the Netherlands. *Journal of Coastal Conservation*, 18(2), 97–109
- Cefas. (2012). *Assessment of damage to smolts caused by Archimedes screw hydropower turbines*. Lowestoft, UK : Potter, T. R. I., Davison, P. & Moore, A.
- Coutant, C. C., & Whitney, R. R. (2000). Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: A review. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(2), 351–380.

- Dierckx, A., Benitez, J. P., Philippart, J. C., Bernard, B., Mandiki, R., Evrard, A., ... & Ovidio, M. (2017). *Convention relative à la réhabilitation du Saumon atlantique dans le bassin de la Meuse*. Rapport, Université de Liège, Liège.
- ECOGEA (2010). *Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle river in Frouard*. Toulouse, France : Lagarrigue, T. & Frey, A.
- Havn, T. B., Sæther, S. A., Thorstad, E. B., Teichert, M. A. K., Heermann, L., Diserud, O. H., ... & Økland, F. (2017). Downstream migration of Atlantic salmon smolts past a low head hydropower station equipped with Archimedes screw and Francis turbines. *Ecological Engineering*, 105, 262–275.
- Havn, T. B., Thorstad, E. B., Teichert, M. A. K., Sæther, S. A., Heermann, L., Hedger, R. D., ... & Økland, F. (2018). Hydropower-related mortality and behaviour of Atlantic salmon smolts in the River Sieg, a German tributary to the Rhine. *Hydrobiologia*, 805(1), 273–290.
- Larinier, M., & Travade, F. (1998). Petits aménagements hydroélectriques et libre circulation des poissons migrateurs. *La Houille Blanche*, (8), 46-51.
- Lashofer, A., Hawle, W., Kampel, I., Kaltenberger F., Pelikan, B. (2012) State of technology and design guidelines for the Archimedes Screw turbine. Conference: Hydro 2012 - Innovative Approaches to Global Challenge At: Bilbao, SPAIN Volume: The international Journal on Hydropower & Dams, Hydro 2012 - Proceedings - Full papers
- Newton, M., Barry, J., Dodd, J. A., Lucas, M. C., Boylan, P., Adams, C. E. (2018). A test of the cumulative effect of river weirs on downstream migration success, speed and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts: An empirical study. *Ecology of Freshwater Fish*, 1-11.
- Nyqvist, D., Greenberg, L. A., Goerig, E., Calles, O., Bergman, E., Ardren, W. R., & Castro-Santos, T. (2016). Migratory delay leads to reduced passage success of Atlantic salmon smolts at a hydroelectric dam. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4), 707-718.
- Ovidio et al. (2017). The use of behavioural metrics to evaluate fishway efficiency. *River Research and Applications* 33(9): 1484-1493.
- Ovidio, M., Dierckx, A., Bunel, S., Grandry, L., Spronck, C., & Benitez, J. P. (2017). Poor Performance of a Retrofitted Downstream Bypass Revealed by the Analysis of Approaching Behaviour in Combination with a Trapping System. *River Research and Applications*, 33(1), 27–36.
- Philippart, J. C., Rimbaud, G., Neus, Y., Ovidio, M., Mottet, M., Micha, J. C., ... & Fossion, P. (2008). *Convention d'études pour le suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse*. Rapport, Université de Liège, Liège.
- Piper, A. T., Rosewarne, P. J., Wright, R. M., & Kemp, P. S. (2018). The impact of an Archimedes screw hydropower turbine on fish migration in a lowland river. *Ecological Engineering*, 118, 31–42.
- Svendsen, J. C., Aarestrup, K., Malte, H., Thygesen, U. H., Baktoft, H., Koed, A., ... & McKinley, R. S. (2011). Linking individual behaviour and migration success in *Salmo salar* smolts approaching a water withdrawal site: Implications for management. *Aquatic Living Resources*, 24(2), 201–209.
- Thorstad, E. B., Havn, T. B., Sæther, S. A., Heermann, L., Teichert, M. A. K., Diserud, O. H., ... & Økland, F. (2017). Survival and behaviour of Atlantic salmon smolts passing a run-of-river

hydropower facility with a movable bulb turbine. *Fisheries Management and Ecology*, 24(3), 199–207.

Tomanova, S., Courret, D., Alric, A., Oliveira, E., Lagarrigue, T., & Tétard, S. (2018). Protecting efficiently sea-migrating salmon smolts from entering hydropower plant turbines with inclined or oriented low bar spacing racks. *Ecological Engineering*, 122, 143–152.

**ANNEXE 1. CONTRIBUTION À LA RÉDACTION DU RAPPORT DE SUIVI
DU PLAN DE PROTECTION DE L'ANGUILLE EUROPÉENNE POUR LA
BELGIQUE. PARTICIPATION À DES RÉUNIONS ET DIFFUSION DES
RÉSULTATS À L'ÉCHELLE INTERNATIONALE (ULIEGE)**

A1.1. Résumés des communications présentées à des congrès ou des réunions de sociétés scientifiques

- BELPAIRE, C., BREINE, J., VAN WICHELEN, J., PAUWELS, I., NZAU MATONDO, B., OVIDIO, M., VERGEYNST, J., VERHELST, P., ADRIAENS, D., TEUNEN L., BERVOETS, L., ROLLIN, X. & VLIETINCK, C. (2018). Belgium eel country report 2018 for the WG eel. Paper presented at Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL), Gdansk, Poland. <http://hdl.handle.net/2268/230144>
- OVIDIO, M., DIERCKX, A., BENITEZ, J.P., SELECK, E., COLSON, D., ROLLIN, X., & NZAU MATONDO, B. (2018). Évaluation scientifique de l'efficacité des repeuplements en civelles d'anguilles européennes (*Anguilla anguilla*) dans le bassin de la Meuse. Présentation orale, Poissons et écrevisse de Wallonie : les enjeux et les actions pour les préserver, Namur, Belgique. <http://hdl.handle.net/2268/228607>
- OVIDIO, M., DIERCKX, A., BENITEZ, J.P., SELECK, E., ROLLIN, X., & NZAU MATONDO B. (2018). Histoire de vie de jeunes stades d'anguille européenne après translocation et repeuplement. Présentation orale, Rencontres Télémétrie, Irtea et Grisam, Bordeaux, France. <http://hdl.handle.net/2268/2286076>
- NZAU MATONDO, B., DIERCKX, A., RIMBAUD, G., BENITEZ, J.P., SELECK, E., ROLLIN, X., RIVES, J., BARDONNET, A., MEESEMAECKER, G., DELREZ, N., VANDERPLASSCHEN, A. & OVIDIO, M. (2018). Récentes avancées sur les connaissances scientifiques en matière de repeuplement en civelles en soutien aux stocks locaux d'anguille européenne *Anguilla anguilla* en état de déclin dans le bassin hydrographique de la Meuse belge. Présentation orale, Rencontres du GRISAM Anguilles 2018, Rouen, France. <http://hdl.handle.net/2268/221779>

A1.2. Rapports techniques

- BELPAIRE, C., BREINE, J., VAN WICHELEN, J., PAUWELS, I., NZAU MATONDO, B., OVIDIO, M., DE MEYER, J., VERGEYNST, J., VERHELST, P., ADRIAENS, D., TEUNEN L., BERVOETS, L., ROLLIN, X. & VLIETINCK, C. (2018). Report on the eel stock, fishery and other impacts in Belgium 2018. EIFAAC/ICES/GFCM. <http://hdl.handle.net/2268/230145>

A1.3. Articles dans des revues scientifiques internationales avec rapporteurs

- NZAU MATONDO, B., SELECK, E., DIERCKX, A., RIMBAUD, G., BENITEZ, J.P., ROLLIN, X., & OVIDIO, M. (2019). What happens to glass eels after restocking in upland rivers? A long-term study on their dispersal and behavioural traits. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst (In Press)*
- NZAU MATONDO, B. & OVIDIO, M. (2018). Decreased stock entering the Belgian Meuse is associated with the loss of colonization behavior in yellow-phase European eels. *Aquatic Living Resources*, 31, 7. <http://hdl.handle.net/2268/218854>

ANNEXE 2. COORDINATION SCIENTIFIQUE DU PROJET, ACTIONS DE VULGARISATION ET DE PROMOTION DANS LES MÉDIAS, PARTICIPATION AUX RÉUNIONS BENELUX, CIM. (ULIEGE)

A2.1. Résumé des participations à des réunions

A2.1.1. Participation par Michaël Ovidio

- 02/02/219 Réunion de Travail, Secrétariat Général Benelux, Groupe Migrateurs
- 02/03/2019 Réunion de Travail, Secrétariat Général Benelux, Groupe Migrateurs
- 09/03/2019 Comité Scientifique Life4Fish
- 28/06/2019 Comité Scientifique Life4Fish
- 21/09/2019 Comité Scientifique Life4Fish
- 15/10/2019 Réunion Commission Internationale Meuse, Groupe Ecologie
- 26/10/2019 Comité Scientifique Life4Fish

PARTIE B

Actions réalisées par l'Université de Namur sur la période février 2018- janvier 2019

Les activités réalisées par l'Université de Namur (UN) entre janvier 2018 et janvier 2019 consistent à apporter un appui scientifique à la stratégie du programme de repeuplement du projet Saumon-Meuse, notamment en termes d'évaluation de l'efficacité des stades de développement lors des déversements d'alevins en rivières ; d'estimation du fitness des individus implantés et d'amélioration de la capacité de production du matériel biologique à travers la gestion et la constitution d'une cryobanque Saumon. Par ailleurs, l'UN est impliquée dans les activités d'analyse et de synthèse des résultats disponibles comme leader ou en collaboration avec les deux autres partenaires du projet.

**ACTION 6. RÉALISATION DE PÊCHES DE CONTRÔLE AUTOMNALES
DANS LE SAMSON, COURS D'EAU REPEUPLÉ EN JEUNES SAUMONS
D'ÉLEVAGE (UNAMUR)**

6.1 Réalisation de pêches de contrôle automnales dans le Samson, cours d'eau repeuplé en jeunes saumons d'élevage

Le 25 avril 2018, un total de 9143 alevins de souche Loire-Allier ont été déversés dans le Samson. Ces alevins ont été rempoissonnés sur trois stations réparties le long de ce cours d'eau (*i.e.* Thon (Th), Prairie de Goyet (PdG), Bois de Gesves (BdG)). Les saumons provenant de la pisciculture d'Erezée ont été transvasés dans des sacs plastiques remplis d'oxygène. Le transport jusqu'au lieu de déversement a été effectué dans les plus brefs délais.

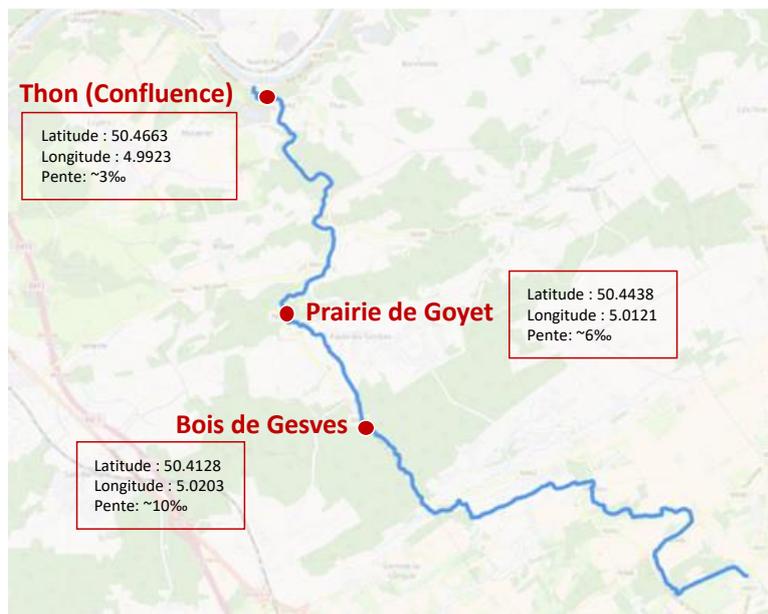


Figure 1 Localisation des déversements d'alevins 0,15 g dans le Samson en 2018 (Crédit C. Carpentier)

Les pêches de contrôle automnales ont été effectuées les 17 et 18 septembre 2018. Des groupes électrogènes EFKO FEG 7000 (2013, 10CV, 4 temps, tension 150-300V ou 300-600V) délivrant un courant redressé de 3 ampères ont été couplés chacun à une anode trapézoïdale de 40cm d'arête (*i.e.* rayon d'attractivité d'environ 2m). Les deux passages de l'inventaire ichtyologique à Thon ont rapporté 284 poissons de 13 espèces différentes (Tableau 1). La pêche à la Prairie de Goyet a permis la capture de 1240 poissons de 9 espèces différentes (Tableau 2). Sur le secteur du Bois de Gesves, 337 poissons, regroupés en 3 taxa différents, ont été capturés (Tableau 3).

Tableau 1 Résultats des captures de la pêche à Thon réalisée le 17 septembre 2018

Espèces	Passage 1	Passage 2	Total	% de capture	Nombre estimés	Nb estimés / ha
Truite fario	30	12	42	71,4	50,0	499
Saumon atlantique	30	4	34	88,2	34,6	345
Chabot	9	6	15	60,0	27,0	269
Loche	0	6	6			
Gardon	22	0	22	100,0	22,0	220
Goujon	37	1	38	97,4	38,0	379
Perche	5	1	6	83,3	6,3	62
Sandre	3	0	3	100,0	3,0	30
Vandoise	3	6	9			
Chevenne	16		16	100,0	16,0	160
Hotu	1		1	100,0	1,0	10
Barbeau	15	2	17	88,2	17,3	173
Gobie	73	1	74	98,6	74,0	739
Anguille	1	0	1	100,0	1,0	10
Total	156	36	284			2886

Tableau 2 Résultats des captures de la pêche à la Prairie de Goyet réalisée le 17 septembre 2018

Espèces	Passage 1	Passage 2	Total	% de capture	Nombre estimés	Nb estimés / ha
Truite fario	100	20	120	83,3	125,0	1436
Saumon atlantique	15	2	17	88,2	17,3	199
Chabot	41	30	71	57,7	152,8	1756
Loche	360	308	668	53,9	2492,3	28641
Gardon	6	2	8	75,0	9,0	103
Verron	184	169	353	52,1	2257,1	25937
Goujon	1	0	1	100,0	1,0	11
Epinoche	2	3	5			
Total	709	534	1243			58084

Tableau 3 Résultats des captures de la pêche au Bois de Gesves réalisée le 18 septembre 2018

Espèces	Passage 1	Passage 2	Total	% de capture	Nombre estimés	Nb estimés / ha
Truite fario	95	27	122	77,9	132,7	2465
Saumon atlantique	21	8	29	72,4	33,9	630
Chabot	340	44	384	88,5	390,5	7253
Total	69	20	89			10348

En considérant le nombre d'alevins déversés et la surface d'accueil disponible, la densité initiale était de 303 individus / 100 m² à Th, de 342 individus / 100 m² à la PdG et de 579 individus / 100 m² au BdG (Tableau 4). Après estimation du nombre de 0+ à la suite des pêches par enlèvements successifs, des densités de 11,97 individus / 100 m² à Th, de 3,90 individus / 100 m² à la PdG et 5,40 individus / 100 m² au BdG ont été relevées représentant alors un pourcentage de recapture faible, à savoir 3,94 % à Th, 1,14 % à la PdG et 0,93% au BdG.

En considérant maintenant le cours d'eau dans sa globalité, le taux de recapture moyen 2018 s'élève uniquement à 2,0 ± 1,7 %. Cette estimation de survie bien que faible reste tout de même cohérente avec la survie moyenne observée sur le Samson de 2011 à 2014 et en 2018 (i.e. 2,4 ± 2,2 %, Tableau 4).

Les alevins issus d'un élevage contrôlé de pisciculture sont plus sensibles aux fluctuations du milieu naturel (e.g. débits du cours d'eau). Ces derniers auraient ainsi très bien pu être emportés par le courant vers une station en aval du point de déversement ce qui coïnciderait directement avec le gradient de survie observé du BdG jusqu'à Th. Le stade de vie précoce des alevins fait que ceux-ci n'ont jamais été habitués à chasser pour se procurer leur alimentation. Les alevins de saumons sont également des proies potentielles pour d'autres poissons et animaux ichtyophages. Le stade de repeuplement a donc probablement un rôle majeur dans la mortalité observée sur ce cours d'eau.

Tableau 4 Historique comparative des résultats de survie des saumoneaux après 194 jours de repeuplement sur les trois stations investies dans le Samson depuis 2011 à 2018

Années	Stations	Dates PES	PES (Ind / 100 m2)	DE intital (ind / 100 m2)	Survie (%)
2011	Bois de Gesves	19/09/2011	11,15	128	8,71
2012	Bois de Gesves	18/09/2012	9,13	318,9	2,86
	Aval de l'abbaye	08/11/2012	11,20	740,7	1,51
2013	Bois de Gesves	18/09/2013	7,82	782,23	1,00
	Aval de l'abbaye	20/09/2013	15,57	611,11	2,55
	Pont de Sorrine	18/09/2013	4,80	382,88	1,25
2014	Bois de Gesves	16/09/2014	6,68	781	0,86
	Aval de l'abbaye	15/09/2014	15,08	512	2,95
	Pont de Sorrine	17/09/2014	5,21	427	1,22
2018	Thon	17/09/2018	11,97	303,4	3,94
	Prairie de Goyet	17/09/2018	3,90	342,5	1,14
	Bois de Gesves	17/09/2018	5,40	579,8	0,93
				Moyenne +/- SD	2,4 +/- 2,2

**ACTION 7. EFFET DU STADE DE REPEUPLEMENT SUR LE FITNESS DES
ORGANISMES (UNAMUR)**

7.1 Effet du stade de repeuplement sur le fitness des organismes

7.1.1 Introduction

Les repeuplements effectués par la salmoniculture CosMos sont réalisés majoritairement avec des alevins émergents à vésicules résorbées (AEVR). Cette stratégie de repeuplement est avant tout guidée par la surface limitante des installations de la salmoniculture et le besoin de maximiser l'effort de repoissonnement.

Globalement, très peu d'informations relatives à l'impact du stade de vie du poisson repoissonné sur le fitness des saumoneaux sont disponibles dans la littérature. Il semble donc indispensable de s'assurer du bien fondé d'un repeuplement à des stades précoces du développement. Dans le cadre de cette étude, deux stades précoces de développement (*i.e.* 0,15 g et 0,8 g) ont donc été repeuplés sur des radiers des 3 principales rivières de repeuplement (*i.e.* Samson, Ourthe et Amblève) afin d'évaluer leur devenir à moyen terme.

7.1.2 Matériel et méthodes

- *Procédure de repeuplement*

Tous les saumoneaux de cette expérimentation provenaient de la salmoniculture d'Erezée. Le jour du repeuplement, 4 lots de 50 individus de chaque stade étaient pesés afin de définir un poids moyen / individu. Un nombre de poissons pouvait alors être défini pour chaque radier en fonction de ses capacités d'accueil (voir Rapport Saumon 2010 - 11). Les alevins étaient ensuite placés dans des sacs plastiques (*i.e.* 1000 poissons / sac) remplis au tiers d'eau de la salmoniculture et, gonflés à l'oxygène. Du transport jusqu'au déversement, un maximum de 3 heures pouvait s'écouler.

- *Localisation des stations de repeuplement*

A l'exception du Samson, dont la surface limitée en équivalent radiers / rapides ne permettait pas l'accueil de plus d'un stade de développement, l'Ourthe et l'Amblève ont été repoissonnées avec les deux stades de poisson (*i.e.* 0,15 g et 0,8 g). Pour chaque stade, trois zones de croissance ont été préalablement identifiées (Fig 2).

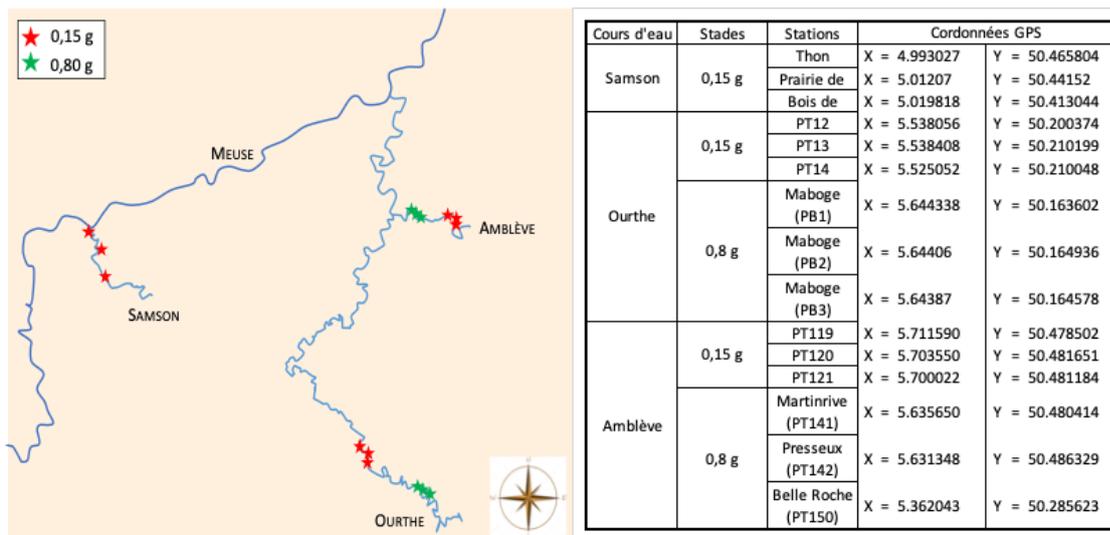


Figure 2 Cartographie (à gauche) et localisation GPS (à droite) des déversements d'alevins dans le Samson, l'Ourthe et l'Ambève en 2018

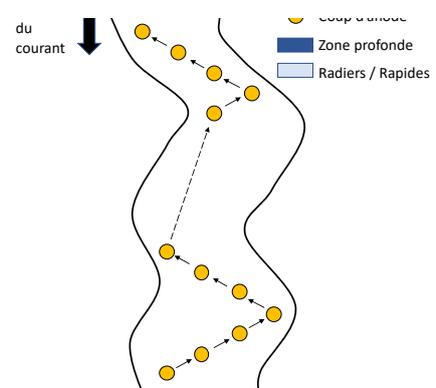
- *Procédure de prélèvement*

La méthode de pêche par indice d'abondance a été retenue pour cette expérimentation en raison du gain de temps, de personnel et d'argent qu'elle représente. De plus, cette technique est beaucoup moins invasive pour les saumons que la technique de pêche par capture recapture, ne nécessitant de mettre en contact qu'une seule fois les poissons à un courant électrique. Celle-ci consiste alors à cibler uniquement les saumons juvéniles de l'année en prospectant leurs habitats préférentiels, radiers et rapides. Cette technique nécessite :

- L'utilisation d'un appareil portatif de type martin pêcheur,
- Une équipe de 3 à 4 personnes (1 anode, 1 ou 2 épuisettes et 1 tine),
- La prospection d'une station pendant 5 minutes effectives (anode dans l'eau),
- La prospection des habitats types du tacon (radier) en progressant latéralement et vers l'amont,
- Une approche mono-spécifique d'une seule classe d'âge (0+)

Les résultats sont exprimés en nombre de juvéniles par 5 minutes.

Figure 3 Schéma synthétique de la prospection selon la méthode par indice d'abondance



- *Indices écologiques*

Cinq indices écologiques ont été calculés de la manière suivante :

- Indice d'abondance (IAS) : nombre de tacons de l'année (âge 0+) capturés par 5 minutes sur une station déterminée.
- Estimation de la densité : $DE = A \times IAS$

Avec IAS le nombre de tacons 0+ capturés en 5 minutes (nombre 0+/5 min).

$A = 0,358$; avec un intervalle de confiance à 95 % égal à $[0,286 ; 0,430]$ pour les cours d'eau de plus de 3 mètres de large (Prévost et Nihouarn, 1999).

- La survie (%) : $Survie = (Densité\ initiale / Densité\ estimée) \times 100$
- Le taux de croissance spécifique (% / jour): $SGR = (\ln(\text{poids final}) - \ln(\text{poids initial}) \times 100) / \text{nombre de jours}$.
- L'indice de Fulton ou facteur de condition (K) est une évaluation de l'état général du poisson et suppose que le poids (g) du poisson est proportionnel au cube de sa longueur (cm). Cet indice permet de comparer l'aptitude des poissons entre les sites. Une valeur proche de 1 indique que la population est en bonne santé et bien nourrie.
 $K = 100 * (\text{Poids} / L^3)$

- *Analyses statistiques*

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R studio v0.99.903 (RStudio). La normalité et l'homoscédasticité des variances ont été évaluées par le test de Shapiro Wilk et le test de Bartlett. En fonction de la normalité des données, deux approches statistiques

Tableau 5 Durée de l'expérimentation relatif au stade de repeuplement et aux stations investies

Stades	Stations	Dates des		Durée (j)
		déversements	Date de la PIA	
	Samson	25/04/2018	05/11/2018	194
	Ourthe	25/04/2018	22/11/2018	211
0,15 g	Amblève	26/04/2018	21/11/2018	209
	Ourthe	06/06/2018	06/11/2018	153
0,8 g	Amblève	19/06/2018	07/11/2018	141

différentes ont été employées : *i*) une approche non paramétrique avec les tests de somme des rangs de Kruskal et Wallis, suivie de tests post-hoc de Nemenyi (utilisant le logiciel PMCMR R-package) en cas de différences significatives et *ii*) une approche de modélisation linéaire avec tests ANOVA suivie d'une comparaison post-hoc avec le test de Tukey en cas de différences significatives (valeur $p < 0,05$).

7.1.3 Résultats et discussion

- *Déroulement des prélèvements*

Les pêches par indice d'abondance ont été réalisées au courant du mois de Novembre (du 5 au 22/11/19). Celles-ci se sont déroulées sans problème exceptée la dernière station sur l'Amblève (Belle-Roche, pt 150 SPW) où le manche du dispositif « Martin pêcheur » a cédé (21/11/2018), raison pour laquelle nous ne disposons pas de jeu de donnée pour cette station. La durée de l'expérimentation reste très comparable entre les rivières pour chacun des stades avec une durée moyenne de 205 ± 9 jours pour les alevins repeuplés au stade 0,15 g et 147 ± 8 jours pour ceux de 0,8 g. Le retour sur expérience quant à l'utilisation de la méthode de pêche par indice d'abondance sur ces trois rivières est positive. Il est tout de même important de souligner que les débits plus conséquents de l'Ourthe et l'Amblève accompagnés d'un substrat glissant rendent la tâche plus sujette à l'erreur (*i.e.* saumons non capturés).

- *Estimation de la densité et de la survie de tacons 0+ issus de deux stades précoces de repeuplement sur les bassins de l'Ourthe, de l'Amblève et du Samson*

Les données concernant l'indice d'abondance, la densité estimée et la survie pour chacune des conditions sont présentées dans le tableau 6, tandis que la figure 4 montre la survie des saumons en fonction des rivières et du stade de repeuplement.

Globalement, des saumons ont été capturés sur toutes les stations des 3 rivières investies à l'exception des 3 radiers de l'Ourthe repeuplés avec des stades 0,15 g. Bien que la présence de ces derniers ait été recensés, il est important de noter que les estimations de densité et de survie restent faibles ne dépassant pas les 8 individus / 100 m² et les 4 % de survie. Il est possible que ces résultats soient légèrement sous-estimés en l'absence d'un coefficient A propre à chacune des trois rivières. En effet, le coefficient A utilisé dans cette étude est basé sur des couples de données récoltées sur des rivières du massif armoricain (France) (Prévost et Nihouan, 1999). Le coefficient de proportionnalité n'est donc valable que pour des écosystèmes similaires. Si l'on compare tout de même les données obtenues dans la présente étude et les valeurs historiques observées sur le Samson, celles-ci restent relativement comparables (Rapport 2014). Une survie significativement plus importante sur l'Amblève en comparaison de l'Ourthe a été observée (Nemenyi test, $p = 0,028$). Ce résultat est relié directement à l'absence de capture de saumons repeuplés au stade 0,15 g dans l'Ourthe. En

revanche, bien qu'une légère tendance d'une survie plus importante des stades 0,8 g en comparaison aux 0,15 g ne soit décelable, il n'existe aucun effet significatif du stade de repeuplement sur la survie des alevins (Kruskal-Wallis, $p = 0,159$).

A l'échelle du cours d'eau, nous observons dans le Samson une survie bien supérieure à Thon (2 %) que celles observées au niveau de la Prairie de Goyet (0,2 %) ainsi que dans le bois de Gesves (0,3 %). Lors de nos prélèvements sur les stations de déversement, quelques échantillonnages ont également été réalisés en amont et en aval de chacun de ces points de déversement (données non montrées). Il s'avère qu'un phénomène de dispersion majoritairement vers l'aval a été observé chez les deux stades pouvant influencer largement les résultats de survie. Or, il s'avère que le site de Thon est localisé à la confluence entre le Samson et la Meuse limitant ainsi ce phénomène. Les résultats de survie des alevins sur l'Amblève viennent appuyer également cette hypothèse. En effet, les taux de survie les plus importants ont été observés avec les stades 0,8 g mais également sur les points les plus en aval de l'Amblève. Cette hypothèse fera l'objet d'étude plus approfondie durant l'année 2019 – 2020 incluant plusieurs petits affluents de la Meuse

Tableau 6 Survie des saumoneaux repeuplés à des stades 0,15 g et 0,8 g sur les radiers du Samson, de l'Ourthe et de l'Amblève

Rivières	Stations	Stade	IAS (0+/5min)	Surface (m ²)	DE initiale (ind/100m ²)	DE estimée (ind/100m ²)	Survie (%)
Samson	Thon	0,15 g	16,81	1002	303,4	6,0	2,0
	PdG	0,15 g	2,20	870	342,5	0,8	0,2
	BdG	0,15 g	4,20	538	579,8	1,5	0,3
Ourthe	PT12	0,15 g	0,00	559	1072,5	0,0	0,0
	PT13	0,15 g	0,00	1026	584,7	0,0	0,0
	PT14	0,15 g	0,00	753	796,8	0,0	0,0
	Maboge (PB 1)	0,8 g	5,00	1092	417,8	1,8	0,4
	Maboge (PB 2)	0,8 g	2,00	892	506,5	0,7	0,1
	Maboge (PB 3)	0,8 g	8,00	663	565,8	2,9	0,5
Amblève	PT119	0,15 g	5,96	1778	337,5	2,1	0,6
	PT120	0,15 g	8,97	1208	496,8	3,2	0,6
	PT121	0,15 g	6,98	882	680,5	2,5	0,4
	PT141	0,8 g	21,00	779	369,8	7,5	2,0
	PT142	0,8 g	12,70	1716	123,5	4,5	3,7
	PT150	0,8 g	NA	NA	NA	NA	NA

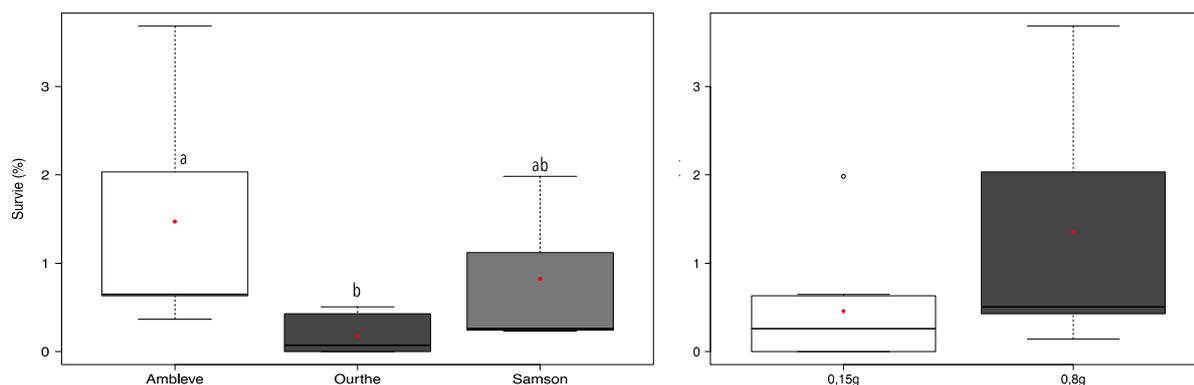


Figure 4 Survie des saumoneaux repeuplés en fonction de la rivière de repeuplement (à gauche) et du stade de repeuplement (à droite). Les résultats sont présentés en box plot (i.e. la médiane, les premiers et troisièmes quartiles, et des valeurs extrêmes). La moyenne (point rouge) a été ajoutée aux box plot afin de fournir le plus d'informations possibles sur l'ensemble de données.

Si l'on considère maintenant les résultats de survie obtenus sur les 3 stations investies à la suite du prélèvement par enlèvement successive et par indice d'abondance, bien qu'il soit difficile dans l'état de procéder à une comparaison rigoureuses de ces données, il est tout de même intéressant de constater que les profils restent comparable (Corrélation de Pearson , $R = 0,97$; Tab ?). En effet, les deux méthodes indiquent un taux de survie le plus élevée à Thon et des valeurs plus faibles et relativement proches entre la PdG et le BdG.

Tableau 7 Survies automnales à la suite d'une pêche par enlevements successifs et d'une autre par la méthode d'indice d'abondance

Stations	Survie PES (%)	Survie PIA (%)
Thon	3,9	2,0
Prairie de Goyet	1,1	0,2
BdG	0,9	0,3

- *Indice de Fulton et taux de croissance spécifique*

Les valeurs de l'indice de condition (K) et du taux de croissance spécifique ont été calculées et sont présentées dans les figures 5 et 6.

De manière générale, les saumoneaux sont en bonne santé dans chacune des stations de repeuplement sélectionnées puisque l'indice de Fulton moyen est de $0,89 \pm 0,13$ toutes stations confondues. Aucune différence significative du coefficient K n'est d'ailleurs observé entre les couples Station – Stade à l'exception de Thon où les saumoneaux présentent un embonpoint supérieur aux autres couples. Ce résultat peut être mis en lien direct avec la présence d'une plus grande quantité de nourriture à Thon en raison de sa localisation à la confluence entre la Meuse et le Samson.

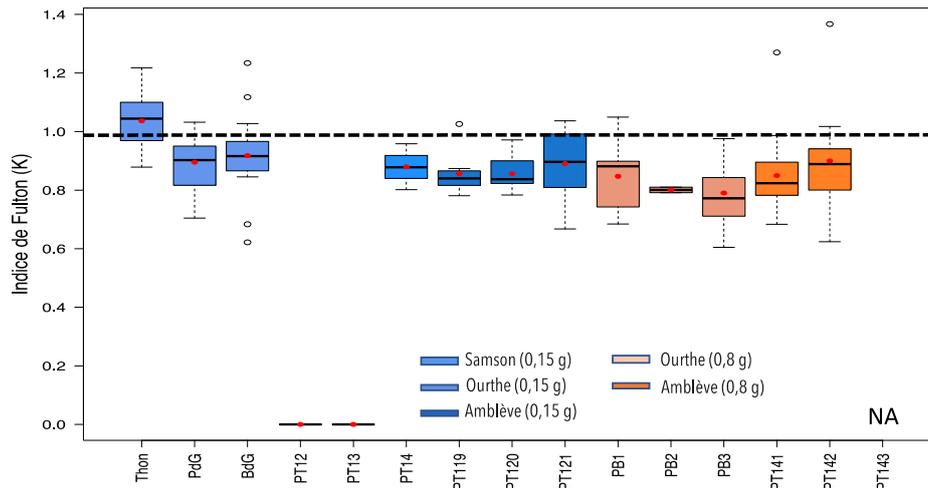


Figure 5 Indice de Fulton relatif à chacun des couples de condition (Rivière / Stade). La ligne représente $K = 1$. Le K proche de 1 témoigne d'une alimentation suffisante et d'une bonne condition des saumons. Les résultats sont présentés en box plot (i.e. la médiane, les premiers et troisièmes quartiles, et des valeurs extrêmes). La moyenne (point rouge) a été ajoutée aux box plot afin de fournir le plus d'informations possibles sur l'ensemble de données.

Le taux de croissance spécifique est quant à lui plus variable et plus tranché. Ce dernier est significativement plus important, peu importe la rivière de repeuplement, chez le stade 0,15 g que ceux repeuplés au stade 0,8 g (Kruskal-Wallis, $p = 2.344e-16$). Ce résultat est intéressant en ce qu'il amène à s'interroger sur la capacité d'adaptation des organismes relative au stade de repeuplement.

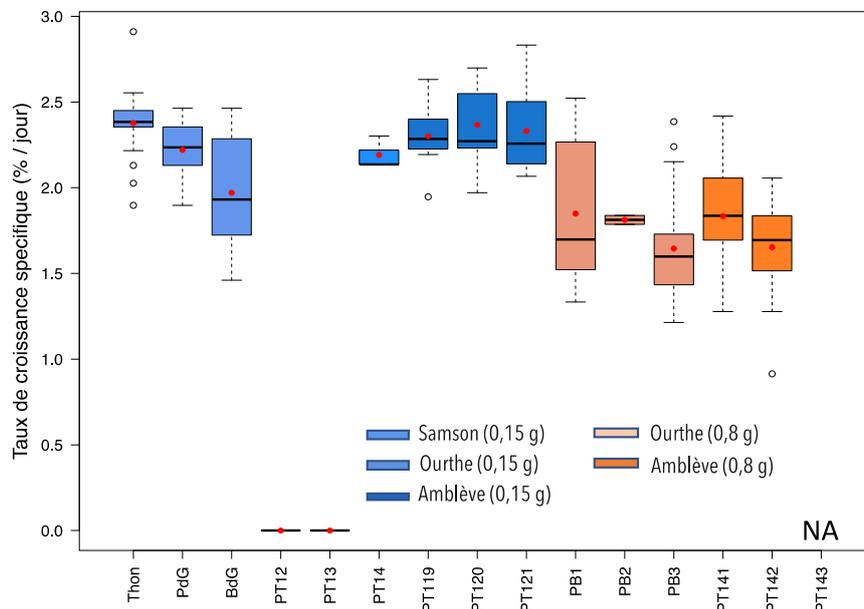


Figure 6 Taux de croissance spécifiques relatifs à chacun des couples de condition (Rivière / Stade). Les résultats sont présentés en box plot (i.e. la médiane, les premiers et troisièmes quartiles, et des valeurs extrêmes). La moyenne (point rouge) a été ajoutée aux box plot afin de fournir le plus d'informations possibles sur l'ensemble de données.

7.1.4 Conclusion

Les résultats obtenus en 2018 permettent dans l'état actuel de soupçonner une plus forte mortalité des alevins lorsqu'ils sont repeuplés à un stade précoce mais pour autant une meilleure adaptation de ces derniers, se répercutant sur un taux de croissance spécifique plus conséquent dans le milieu. Cette expérimentation rencontre néanmoins quelques difficultés pour tirer des conclusions quant à l'impact réel et mesurable sur la survie des organismes. Il s'avère donc important reconduire cette évaluation de la stratégie de repeuplement durant l'année 2019 – 2020 avec des modifications du plan expérimental afin de limiter les variables confondantes (profil de la rivière, effet de dispersion).

**ACTION 8. CONSOLIDATION DU COEFFICIENT A DÉFINIE POUR LE
SAMSON (UNAMUR)**

8.1 Consolidation du coefficient A définie pour le Samson

Afin de définir un coefficient adéquat pour les cours d'eau de la Région Wallonne, il est nécessaire de disposer de couples de données chronologiques sur plusieurs rivières salmonicoles. Depuis 2011, des pêches par point d'abondance sont ainsi réalisées sur le Samson. Celles-ci sont accompagnées de pêches par enlèvements successifs, beaucoup plus invasives pour l'écosystème rivière. Les résultats obtenus depuis le début de l'étude sont présentés dans le Tableau 7. Les valeurs de coefficient montrent toujours de fortes différences entre station et entre années. Ainsi, après 5 années de suivi, nous disposons de 12 couples de données pour le Samson. Le coefficient du Samson peut être retenu comme 1,39. Au vu des résultats variables d'année en année sur une seule rivière et comme les rivières de la Région Wallonne diffèrent toutes les unes des autres, ce coefficient n'est pas représentatif à l'échelle de la région. A l'instar du Samson, il sera donc nécessaire de définir un coefficient de proportionnalité propre à chaque cours d'eau en organisant des pêches supplémentaires sur d'autres rivières annuellement repoissonnées en saumon atlantique comme l'Ourthe, l'Ambève ou encore la Lesse.

Tableau 8 Résultats des pêches par indice d'abondance (PIA) et par enlèvements successifs (PES) pour le calcul du coefficient de proportionnalité A de 2011 à 2014 et en 2018

Années	Stations	Dates PIA	Dates PES	PIA (Ind / 5 min)	PES (Ind / 100 m2)	Coefficient de proportionnalité A
2011	Bois de Gesves	13/09/2011	19/09/2011	5	11,15	2,23
2012	Bois de Gesves	17/09/2012	18/09/2012	6	9,13	1,52
	Aval de l'abbaye	10/10/2012	08/11/2012	8	11,20	1,40
2013	Bois de Gesves	13/09/2013	18/09/2013	8	7,82	0,98
	Aval de l'abbaye	13/09/2013	20/09/2013	18	15,57	0,87
	Pont de Sorrine	16/09/2013	18/09/2013	4	4,80	1,20
2014	Bois de Gesves	15/09/2014	16/09/2014	5	6,68	1,34
	Aval de l'abbaye	15/09/2014	15/09/2014	9	15,08	1,68
	Pont de Sorrine	15/09/2014	17/09/2014	6	5,21	0,87
2018	Thon	05/11/2018	17/09/2018	17,00	11,97	0,70
	Prairie de Goyet	05/11/2018	17/09/2018	2,2	3,90	1,77
	Bois de Gesves	05/11/2018	17/09/2018	4,2	5,40	1,29
					Moyenne +/- SD	1,39 +/- 0,46
					IC 95 %	[0,46 - 2,29]

**ACTION 9. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DE L'EFFICACITÉ DES
MODÈLES D'INCUBATEURS DE TERRAIN (UNAMUR)**

9.1 Analyse bibliographique de l'efficacité des modèles d'incubateurs de terrain

9.1.1 Justification et objectif

L'effectif des jeunes saumoneaux implantés en rivières est un des facteurs majeurs qui détermine le succès de la réhabilitation du saumon Atlantique dans le bassin mosan. En effet, il ressort de l'analyse des résultats disponibles de notre programme de repeuplement que le succès de retour des géniteurs adultes est positivement corrélé au nombre de smolts observés en cours de dévalaison. Une telle relation a déjà été établie par d'autres études menées ailleurs sur la réhabilitation des populations anadromes dans d'autres bassins hydrographiques (Thorstad et al., 2012).

Comme les jeunes saumoneaux utilisés pour le repeuplement sont souvent produits en écloserie, leur adaptation aux conditions du milieu naturel est faible et des nombreuses études ont montré que leur taux de survie est faible comparativement à leurs congénères sauvages quel que soit le stade de repeuplement (Serrano et al, 2009 ; Larsson et al, 2011 ; Kallio-Nyberg et al, 2015 ; Gaveski et al., 2018). De plus, leur vitesse de croissance est plus lente en relation avec plusieurs facteurs comme une faible activité dans la recherche de nourriture et un faible comportement anti-prédateur (Serrano et al., 2009 ; Descroix et al., 2010 ; Larsson et al., 2011).

Ainsi, même si le taux de survie après nos activités de repeuplement n'est pas encore actuellement bien précisé, un effectif limité de saumoneaux capables de se développer et de migrer vers la mer pourrait être un des facteurs expliquant le succès mitigé de retour de géniteurs capturés en Meuse. La maîtrise des techniques d'incubation en milieu naturel permettrait donc au projet Saumon Meuse de produire plus de saumoneaux susceptibles de s'adapter plus facilement aux conditions de rivières suite à plusieurs avantages :

- Un comportement alimentaire plus efficace car en milieu naturel, les alevins de saumon sont capables de se nourrir avant l'émergence ;
- Un apprentissage anti-prédateur rapide, les alevins peuvent retarder le moment de leur émergence pour échapper aux prédateurs ;
- Une habituation rapide aux conditions physico-chimiques et hydrauliques de la rivière permettant des meilleures performances de nage ;

- Une implantation plus facile et moins coûteuse car les incubateurs artificiels peuvent être placés sur des radiers préalablement présélectionnés et permettant aux alevins de se libérer dans la rivière.

Mais pour obtenir un meilleur taux de survie des embryons et des alevins à l'émergence lors d'une incubation artificielle en milieu naturel, il est important de bien sélectionner des modèles incubateurs appropriés aux conditions physico-chimiques des radiers d'accueil et de bien dimensionner les particules servant de substrat d'incubation. Ainsi, cette analyse bibliographique a pour objectif de clarifier la conception de certains éléments (modèles d'incubateurs et types de substrats) pouvant améliorer l'efficacité de l'incubation artificielle en milieu naturel avec en perspectives une mise en pratique par la station d'Erezée en vue de diversifier et d'améliorer la survie de saumoneaux de repeuplement dans le bassin mosan.

9.1.2 Modèles d'incubateurs de terrain

L'information sur l'efficacité des modèles d'incubateurs de terrain est très limitée car très peu de tests rationnels de recherche ont été réalisés en milieu réel. Néanmoins, les études réalisées en mésocosmes ou en milieu semi-naturel ont déjà permis de sélectionner de modèles d'incubateurs de terrain permettant d'obtenir des résultats de survie proches de ceux obtenus en écloserie selon les conditions climatiques au cours de la période d'incubation.

(a) Efficacité des incubateurs de faible capacité de stockage

Les incubateurs de terrain de faible dimensionnement ont d'abord été testés comme alternatives d'implantation de matériel de repeuplement en rivière, mais les faibles résultats de survie n'ont pas permis une utilisation efficace à grande échelle. Ainsi, ces types d'incubateurs sont souvent utilisés pour sélectionner les radiers propices comme frayères naturelles ou pour tester la qualité des sites destinés à accueillir des œufs ou alevins produits en écloserie.

Plusieurs formes et dimensionnements d'incubateurs de faible capacité de stockage ont été testés, notamment des modèles sous formes de boîtes (« Vibert » ou « Scotty ») ou de paniers. Globalement, ces types d'incubateurs ont donné de faibles résultats de survie et très variables selon les sites en raison d'infiltration importante des particules fines dans ces dispositifs

(Argent and Flebbe, 1999 ; Julien and Bergeron, 2006 ; Pritchard, 2008, 2009, Sear et al., 2016). Parmi les incubateurs de faible stockage qui ont montré une bonne efficacité relative, on peut retenir la capsule cylindrique avec crépine (Figure 7) et la boîte d'incubation coupée à un panier d'émergence (Figure 8b). Plusieurs auteurs (Dumas et Darolles, 1999 ; Bardonnnet & Bagliniere, 2000 ; Dumas et Marty, 2006) ont comparé ces deux types incubateurs de terrain en mésocosmes ou en les implantant dans des petites rivières et en comparaison avec un traitement témoin consistant à enfouir les œufs dans des radiers couverts d'un filet de protection (Figure 8a). A l'émergence, le taux de survie a varié entre les rivières et entre sites, et les valeurs étaient les plus élevées pour les boîtes d'incubation (37-80%), suivies de celles obtenues dans les capsules (40-74%) puis de celles observées dans les filets de protection (12-37%). Des variations entre années ont été aussi observées. Les capsules et des boîtes d'incubation en rivière permettent d'éviter la difficulté d'estimer le nombre d'œufs comparativement au dépôt direct dans des frayères naturelles. De plus, les œufs sont moins exposés aux effets des crues en raison de la petite taille et de leur surface de traînée réduite de ces incubateurs. Ainsi, sauf dans les cas d'encrassement important par les sédiments constituant une barrière physique à l'émergence des alevins, les capsules d'incubation, qui évitent en partie les biais inhérents aux deux autres méthodes, sont susceptibles de fournir des estimations plus objectives et réalistes sur le taux de survie entre le stade oeillé et l'émergence.

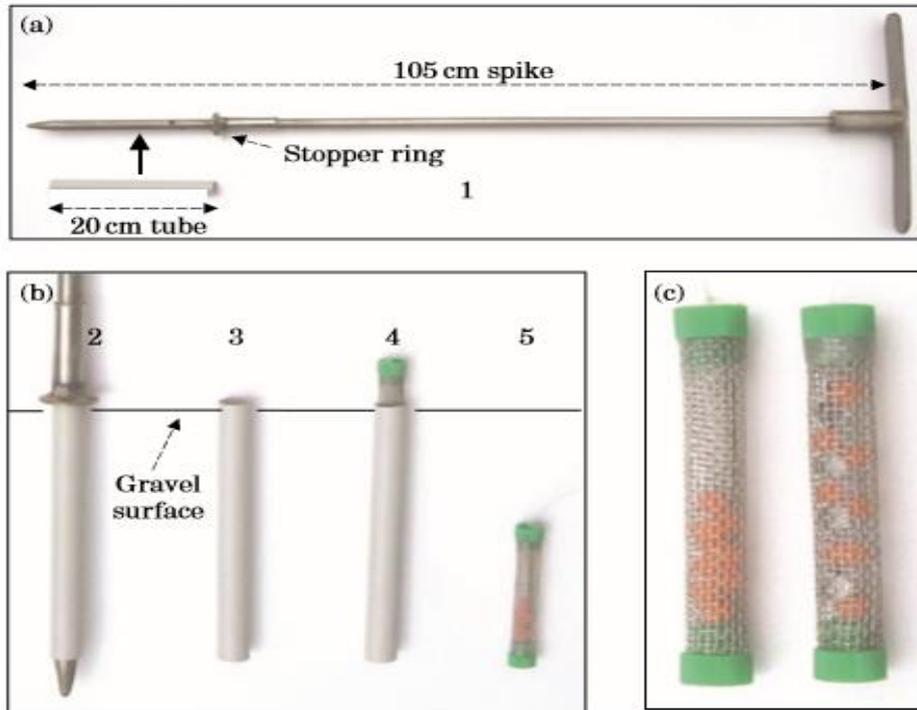


Figure 7 « (a) Components and (b) insertion steps of the egg capsules under the gravel of a redd: 1, insert the guiding tube on the point of the spike; 2, drive the tube vertically into the gravel; 3, remove the spike; 4, insert the capsule to the bottom of the tube; 5, remove the tube from the substratum while pressing on the capsule with a rod to avoid dislodging it. (c) Arrangement of 10 eggs in the capsule: eggs in a mass (left) or separated by glass balls (right) »

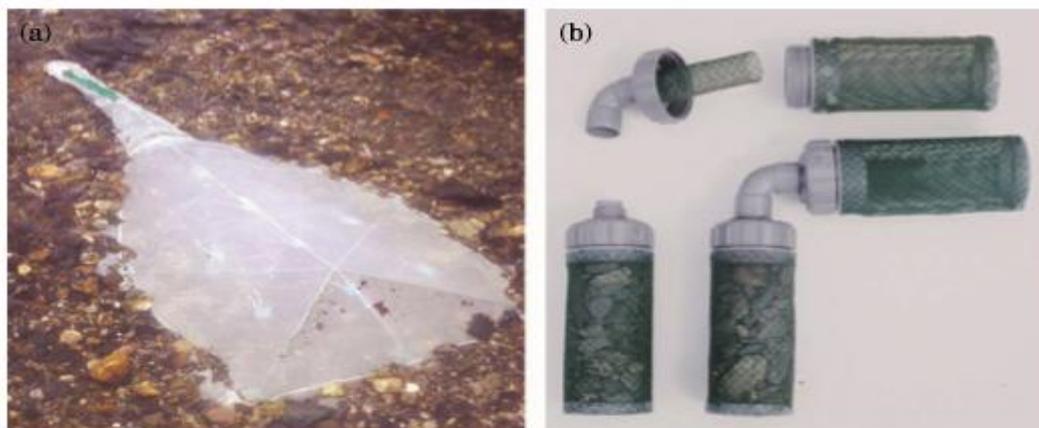


Figure 8 « (a) Emergent fry trapping with a trap net which covers the whole redd surface: a lens-shaped cap (2.5 mm mesh net) is maintained off the bottom by a 2.1 m long x 1.2 m wide metal frame, and bordered by a 40 cm wide skirt buried in the peripheral substratum and maintained by metal stakes; at the downstream end, a zipper-equipped pocket collects the emerging fry. (b) Incubation boxes and box-traps for emergent fry: a 1 l plastic netting (1 mm mesh) cylinder (20 cm long x 8 cm diameter), with a batch of eggs is filled with gravel; a screwed lid is equipped with a tube that could be connected to a box-trap (identical in design) at the time of emergence; inside the trap, a plastic netting cylinder prevents return to the incubator » (Dumas and Marty, 2006)

(b) Efficacité des incubateurs de grande capacité de stockage

Plusieurs modèles d'incubateurs de terrain de grande capacité de stockage ont été testés dans le but d'augmenter le stock de saumoneaux pouvant s'adapter plus facilement aux conditions de rivière. La plupart de résultats disponibles sur les modèles d'incubateur de grande capacité de stockage ont été obtenus en milieu semi-artificiel, et très peu de modèles ont été testés directement en conditions réelles de rivière.

Une étude conduite par Bamberger (2009) a comparé l'efficacité de quatre modèles d'incubateurs de grande capacité qui mériteraient d'être retestés en mésocosmes ou en rivière. Ces incubateurs étaient analogues en termes de substrat et flux d'eau intra ou supra-gravier, mais différents en ce qui concerne leur taille et forme (bassins circulaires, boîtes de Bamberger, raceways types 1 et 2 ; Figures 9 a-d). Les résultats obtenus après cinq essais ont montré qu'au stade d'embryon oeillé, le taux de survie était élevé pour les quatre modèles d'incubateurs de terrain avec un taux moyen de survie embryonnaire de 89%, soit plus au moins comparables à ceux d'embryons incubés en écloserie (94%). Ces valeurs sont largement plus élevées que celles publiées sur la survie d'embryons lors d'une incubation naturelle d'œufs de femelles sauvages (Dumas and Marty, 2006). De plus, le taux de survie entre le stade de l'embryon oeillé jusqu'à l'émergence des alevins était > 85% pour tous les systèmes d'incubation semi-naturels, et proche de celui observé en écloserie, mais plusieurs fois plus élevé que ce qui est observé chez les femelles de saumons sauvages (2-35%) en rivière (Pauwels and Haines, 1994 ; Dumas and Marty, 2006), Selon ces derniers auteurs, une mortalité élevée intervient en effet au cours des premières semaines de la ponte chez les femelles en milieu naturel. Par ailleurs, le taux de survie était comparable entre les différents modèles d'incubateurs testés quelle que soit l'année. Cependant, lorsque le niveau de température saisonnière était anormalement élevé, comme environ 11°C en 2003, la survie des embryons et des alevins était faible ou nulle dans les auges utilisées en milieu semi-naturel alors que les valeurs étaient restées comparables à celles des autres années pour les boîtes de Bamberger et les raceways. Ceci était relatif à une plus faible oxygénation dans les auges comparativement aux autres systèmes dans lesquels les graviers et la compartimentation permettaient une meilleure oxygénation.

Dans l'étude de Bamberger (2009), les profils des pics d'émergence temporelle des alevins issus des boîtes de Bamberger (Figure 10) étaient proches des modèles d'émergence observée

en milieu sur une échelle de temps saisonnière et journalière. En effet, la majorité des alevins ont émergé de manière synchrone sur une courte période entre 3 et 5 jours, essentiellement au cours des heures nocturnes. Une telle synchronisation des pics d'émergence des alevins de saumon a déjà été observée en relation avec un instinct d'une tactique anti-prédateur (Bardonnnet et al., 1993, Riley and Moore, 2000). La prédation est une des sources principales de mortalité en milieu naturel pour les alevins issus d'écloserie (Henderson et Letcher, 2003, > 60% dans certains cas). Comme pour des raisons pratiques, les activités de repeuplement ont lieu au cours de la journée, contrairement à l'incubation en milieu naturel qui offre cet avantage que les incubateurs peuvent être installés et adaptés de façon à permettre aux alevins de se libérer directement dans la rivière quand ils sont moins vulnérables à la prédation.

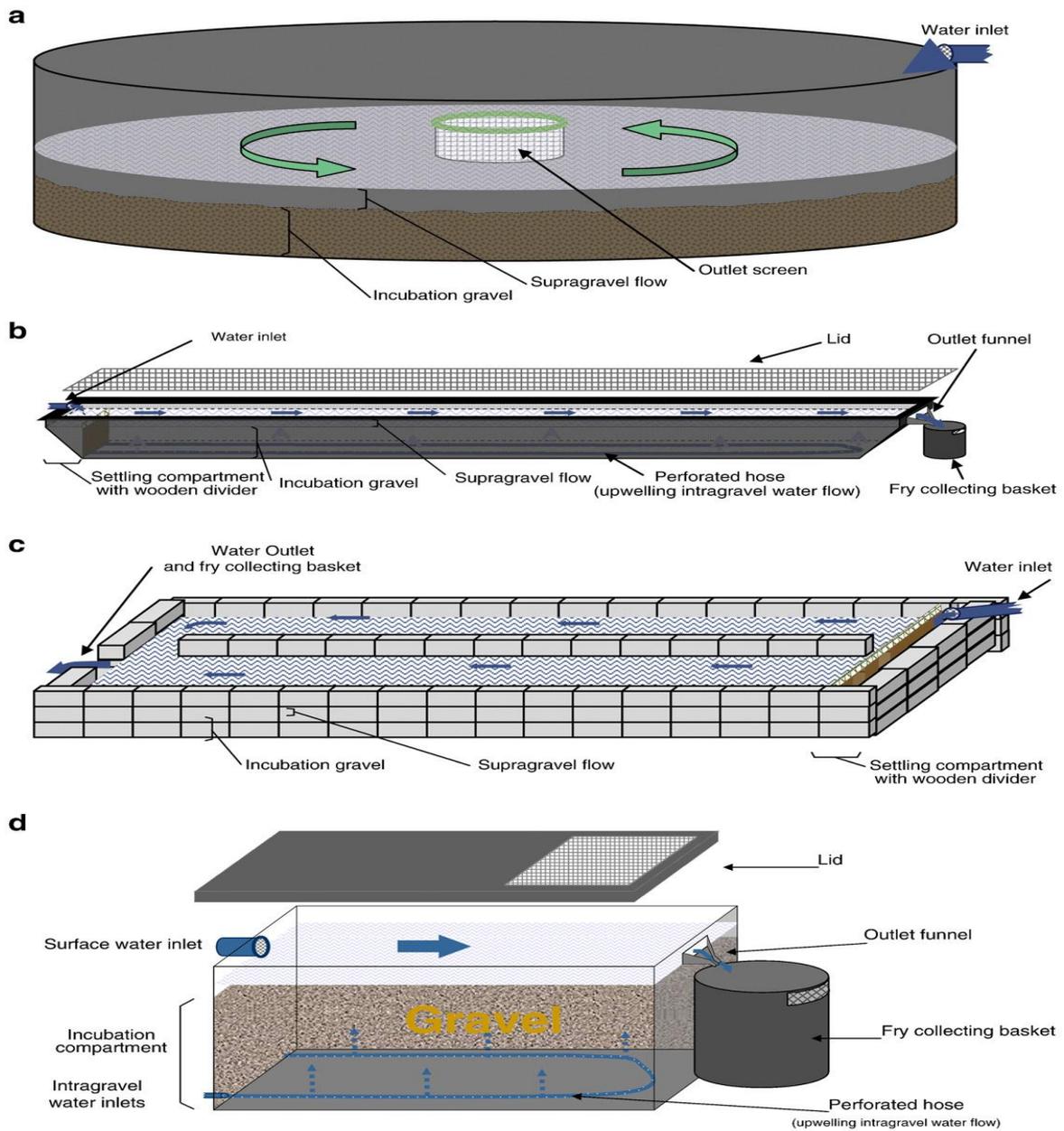


Figure 9a – d Différents modèles de grands incubateurs de terrain : (a) Bassin circulaire, 200 x 200 cm², 55 cm profondeur/20 cm de gravier/20 dm³ min⁻¹ débit et niveau d'eau à 7cm du gravier). (b) Raceway rectangulaire en plastique avec un débit d'eau ascendant sous les graviers (200 x 40 x 30 cm/20 cm de gravier/20 dm³ min⁻¹ débit et niveau d'eau à 7cm du gravier/7 dm³ min⁻¹ renouvellement d'eau). (c) Raceway pour truite, modifié avec un super-flux au-dessus des graviers (1100 x 47 x 40 cm/20 cm de gravier/25 dm³ min⁻¹ débit et niveau d'eau à 7cm du gravier/12.5 dm³ min⁻¹ renouvellement d'eau). (d) Boîte de Bamberger (45 x 34 x 31 cm/23 cm de gravier/ niveau d'eau à 2 cm du gravier/renouvellement : 4.5 dm³ min⁻¹ débit dans le gravier et 8 dm³ min⁻¹ débit de surface) vs auges classiques d'écloserie (220 x 42 x 7 cm, deux paniers (45 x 45 cm)/auge). (Bamberger, 2009).

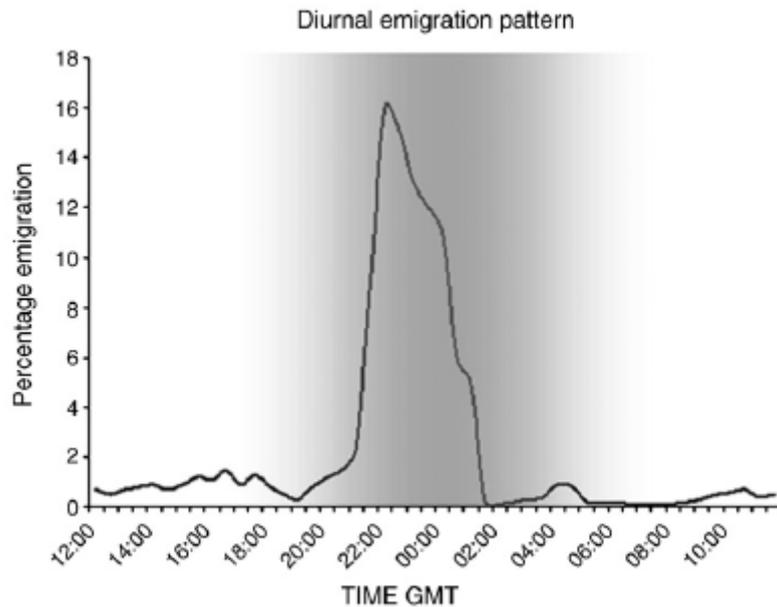


Figure 10 Profil du pic d'émergence d'alevins incubés dans des boîtes de Bamberger (Bamberger, 2009).

Bamberger (2009) a aussi observé que tous les modèles d'incubation ont produit des alevins beaucoup plus longs et de poids (Figures 11a et b) plus élevé comparativement à ceux incubés de façon traditionnelle en écloserie. De plus, une réduction importante (+ de 420%) du taux de déformations a été observée. Par ailleurs, le facteur de condition K était significativement plus élevé quelle que soit la technique d'incubation comparativement à celui des alevins d'écloserie (Figure 12). Néanmoins, les valeurs de la souche écossaise étaient plus faibles que celles observées en écloserie ou sur terrain pour la souche Camel, indiquant une interférence du génotype. D'autre part, les raceways ont produit des alevins légèrement plus gros et plus grands que ceux des boîtes de Bamberger indiquant peut-être que les larves se nourrissent d'invertébrés hyporhéiques. En effet, ces raceways avaient le plus petit rapport entre la quantité d'œufs et le volume du substrat, d'où une disponibilité potentielle plus élevée de nourriture pour chaque larve.

Globalement, les résultats de cette étude ont montré que les incubateurs de type B-Bamberger et raceways type 1 sont propices pour des incubations de terrain ou pour un protocole expérimental nécessitant plusieurs répétitions. Les raceways de type 2 et les grands bassins d'incubation seraient destinés pour un grand stockage d'œufs comme leur conception permet un plus grand flux d'eau.

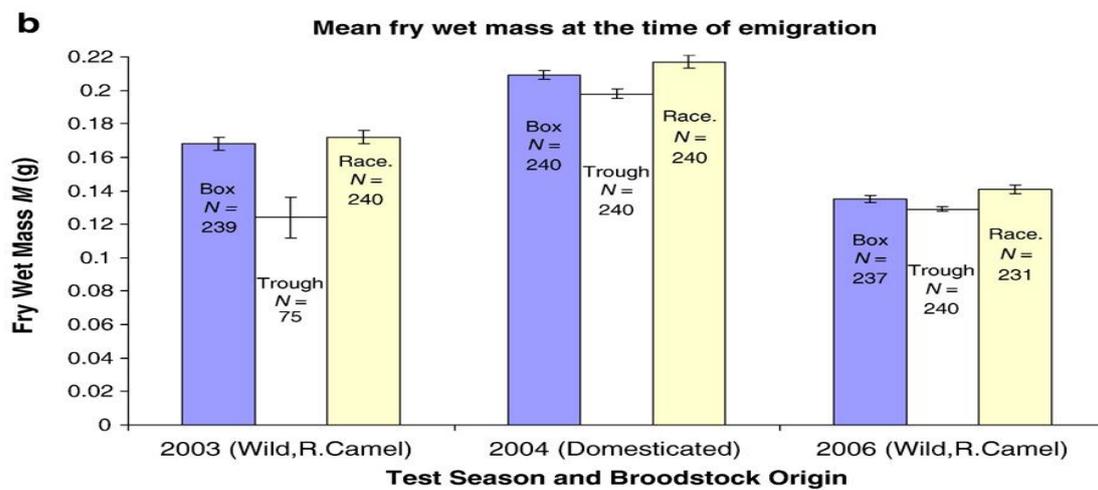
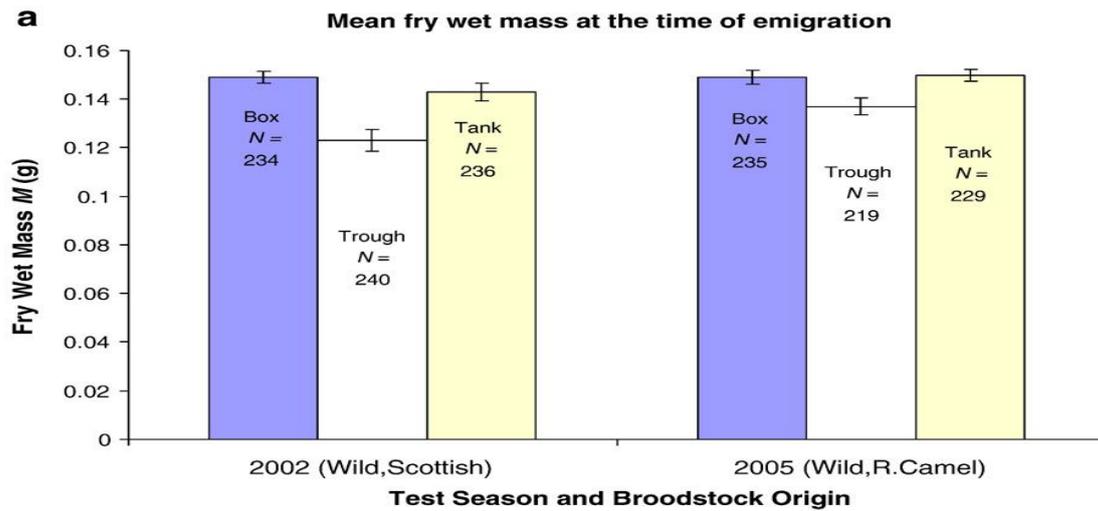


Figure 11 a-b Poids moyen des alevins émergents de différents modèles d'incubateurs de terrain: (a) Boîtes de Bamberger, auges et bassins en 2002 et 2005 ou (b) Boîtes de Bamberger, auges et raceways en 2003, 2004 et 2006 (Bamberger, 2009).

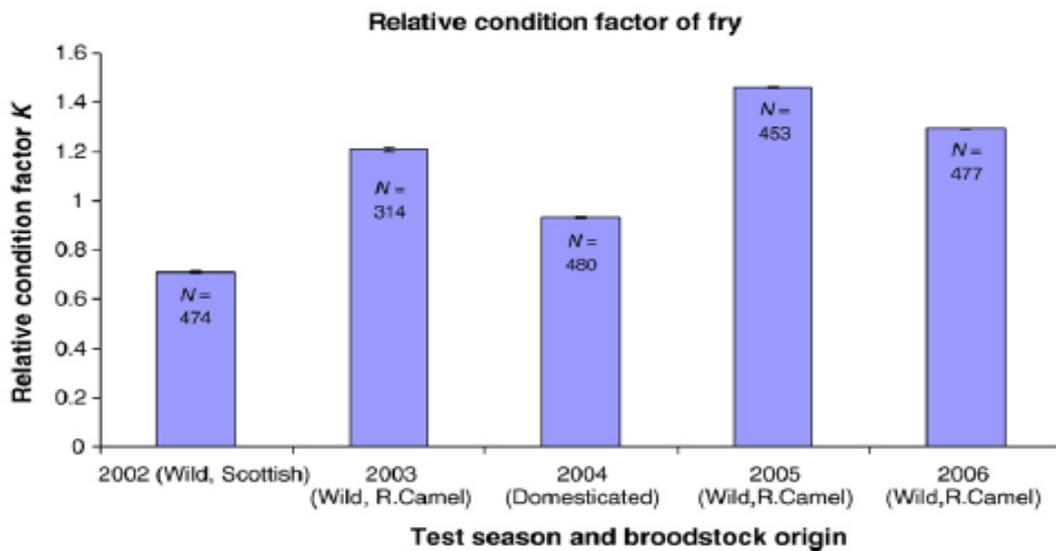


Figure 12 Facteur de condition K pour les alevins émergents des incubateurs de milieu semi-naturel et d'écloserie (Pool de souches par année) (Bamberger, 2009).

Un modèle d'incubateur de grande capacité de stockage (environ 50000 œufs) basé sur le système de raceways comme présenté dans la précédente étude a déjà donné des taux de survie élevés dans certaines rivières salmonicoles en France. Une dérivation permet d'alimenter cet incubateur avec de l'eau de rivière, et au stade d'émergence les alevins sont réorientés dans cette rivière (Figure 13).

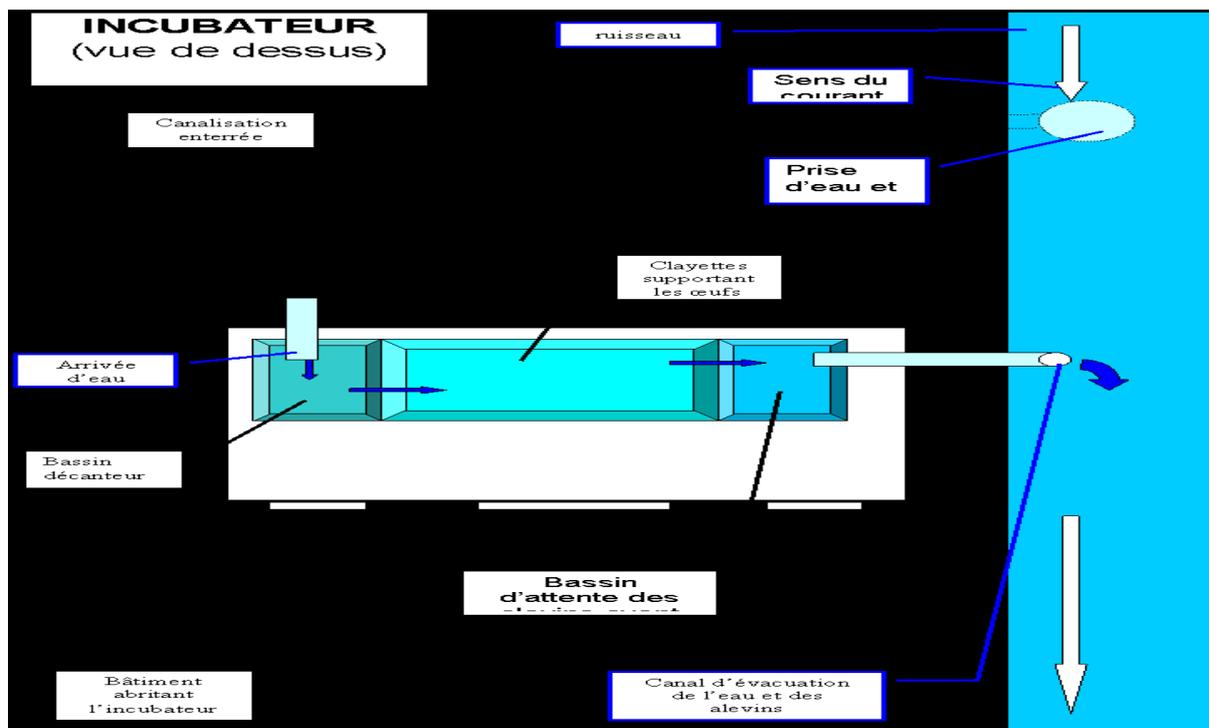


Figure 13 Schéma de grand modèle d'incubateur de terrain utilisé par l'Association de Protection du Saumon, Loire-Allier (France)

9.1.3 Importance de la composition substrat et du gradient hydraulique

Les facteurs qui favorisent un bon développement d'embryons et d'alevins à l'émergence au cours d'une incubation de terrain sont complexes et interactifs. La présence de substrat est un des facteurs majeurs favorisant ce développement. Le substrat permet une plus faible utilisation de réserves vitellines et donc d'énergie allouée au maintien de la masse d'embryon dans la colonne d'eau. En effet, le substrat sert de support à l'embryon permettant à celui-ci de se reposer et donc d'économiser de l'énergie. Dans les auge conventionnelles sans substrat, les larves doivent investir plus d'énergie pour maintenir une position verticale et par conséquent convertir moins de vitellus en tissu corporel.

Le substrat peut aussi réduire le stress entre l'éclosion et l'émergence car il constitue une sorte de séparation entre individus réduisant ainsi les interactions populationnelles et/ou avec le

milieu physique. Ce qui est favorable à la croissance, car une réduction de stress est associée à une plus grande proportion d'énergie disponible pour la croissance chez les poissons.

Par ailleurs, le substrat permet un apport d'énergie exogène supplémentaire grâce aux proies disponibles dans les interstices des graviers. Il a été montré que les larves commencent à se nourrir dès l'éclosion lorsqu'elles ont encore un peu de vitellus (Bardonnet et al., 1993 ; Bamberger, 2009).

Mais pour sélectionner un modèle d'incubateur de terrain, il faut tenir compte de l'interaction entre les caractéristiques du substrat et de nombreux facteurs comme le gradient hydraulique.

(a) Infiltration des particules fines dans le substrat d'incubation

La teneur en particules fines dans un radier est un des principaux facteurs-clés déterminant la qualité des frayères de saumon. Des nombreuses études ont montré qu'un taux élevé de sédiments fins diminue la perméabilité du substrat, la vitesse d'écoulement de l'eau et donc la survie des embryons et des alevins à l'émergence (Bennet et al., 2003 ; Lapointe et al., 2004 ; Dumas et al., 2007 ; Sear et al., 2017).

Plus particulièrement, des corrélations négatives ont été établies entre des niveaux élevés de limon/argile et la survie des embryons et des alevins à l'émergence, mais cet effet dépend du rapport entre les proportions des particules fines comme celui entre le limon et le sable. Lapointe et al. (2004) ont montré que les fortes teneurs en limon ont un effet relativement négligeable sur la survie si l'indice de sable (SI) est d'inférieur à 0,75, soit un pourcentage de sable inférieur à 10%, Figure 14). En revanche, les effets des hauts niveaux de limon sont assez marqués pour des indices de sable supérieurs à 1,25 (pourcentage de sable supérieur à 16%). En d'autres termes, l'augmentation du taux de sable dans le substrat a un effet plus négatif sur la survie si le taux de limon est $> 1.25\%$ (Figures 15 a-b).

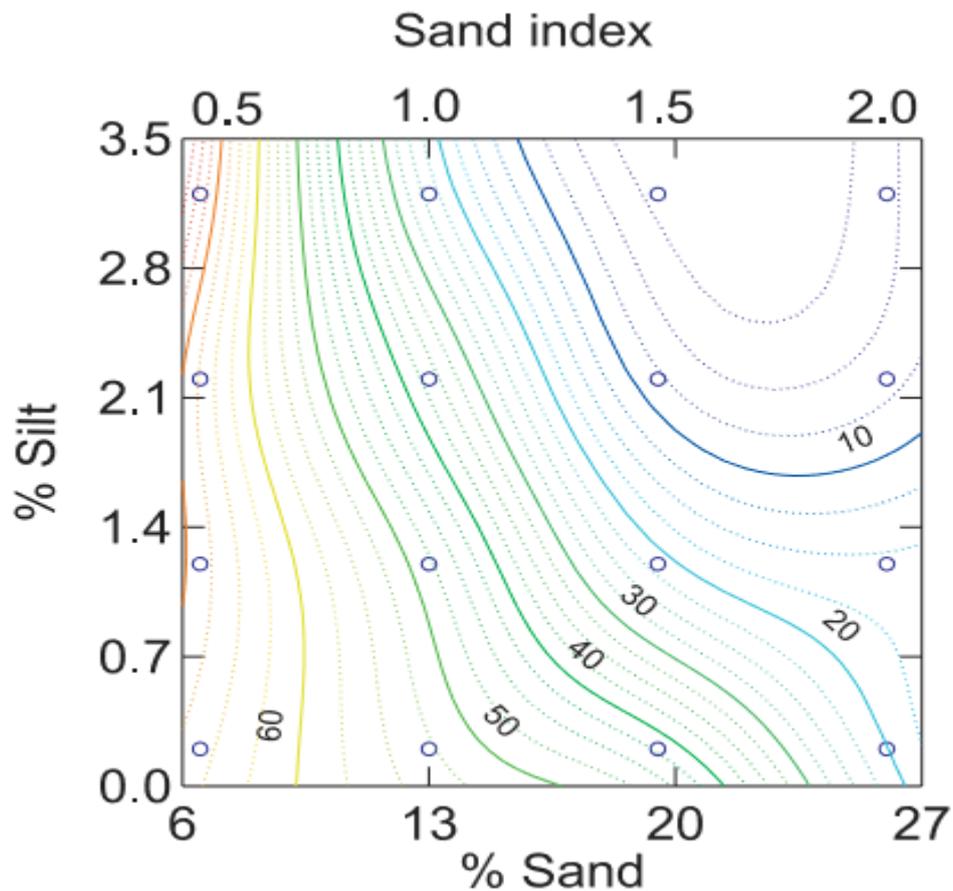


Figure 14 Pourcentage moyen de survie (nombre sur les lignes) à l'émergence des alevins en fonction de % sable (ou indice de sable) et % de limon (les cercles indiquent les points de données) (Lapointe et al., 2004)

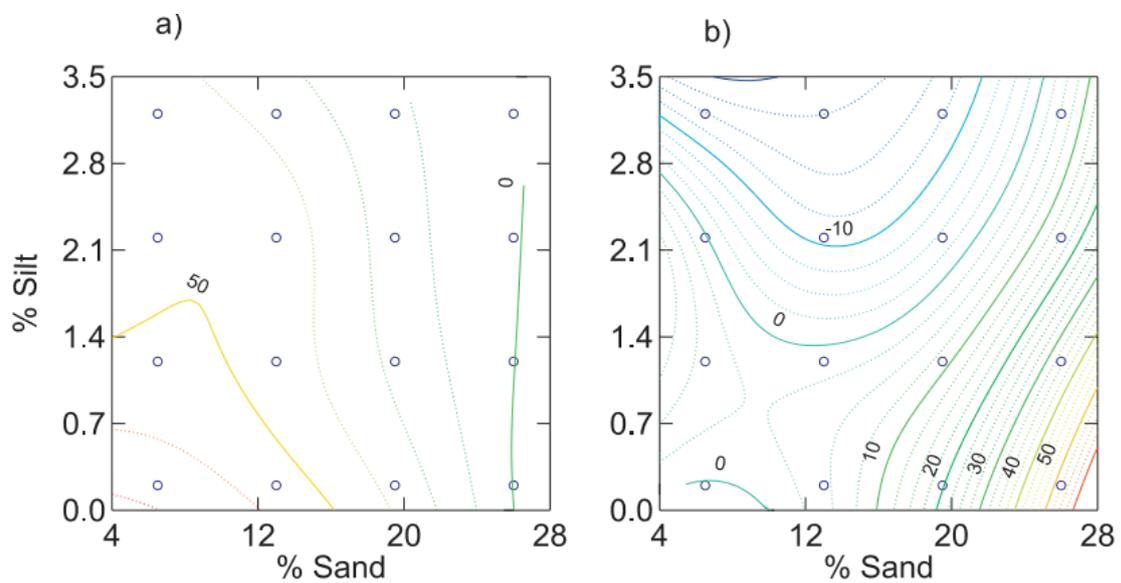


Figure 15 a – b Variation de la survie (nombre sur les lignes) à l'émergence en fonction du gradient (a) de niveau élevé (>1.5%) et (b) de niveau faible (<1.5%) de limon (Lapointe et al., 2004).

L'infiltration de sédiments pendant l'incubation est particulièrement difficile à contrôler pour les petits modèles d'incubateurs de terrain. En effet, plusieurs études (Julien et Lapointe et al.,

2004 ; Grieg et al., 2005 ; Levasseur et al., 2006 ; Julien et Bergeron, 2006) menées en mésocosmes ou en rivières et utilisant des boîtes ou paniers d'incubation ont établies des corrélations entre différentes classes de particules fines et la survie aux stades de développement pré-oeillé (STPE), oeillé (STE) et à l'éclosion (STH) (Tableau 8). Dans beaucoup de cas, la relation avec le taux de survie est négative quelle que soit la classe de particules fines infiltrées dans l'incubateur. Mais le coefficient de corrélation augmente lorsque la taille des particules infiltrées diminue, avec des coefficients de corrélation plus élevés dans le cas des particules plus fines que 0,063 mm pour les deux STPE et STE. Les stades pré-oeillé et oeillé étaient donc les plus fortement affectés par les limons et les argiles (<0,063 mm), la proportion de limon pouvant expliquer 83% de la variation de la survie des embryons (Levasseur et al., 2006). L'infiltration des fractions très fines était surtout plus problématique sous la glace durant la période d'étiage en hiver au cours de laquelle l'eau souterraine pourrait suppléer au déficit d'oxygène dissous (Casas-Mulet et al., 2014).

Au cours des stades embryonnaires (STPE et STE), les corrélations entre le taux de survie et avec le sable grossier ou moyen n'étaient pas significatives, tandis qu'elles restaient significatives pour le sable fin ou très fin et le limons ou l'argile. Les effets négatifs dans le cas des particules très fines pourraient être dus à la tendance qu'ont les limons et les argiles d'adhérer aux embryons et de former un mince revêtement. Comme déjà dit plus haut, ce revêtement de limon ou sable fin diminue la disponibilité d'oxygénation des embryons à l'approche de l'éclosion (Greig et al., 2005). Ces derniers auteurs ont également observé que l'absorption d'oxygène était limitée par les particules fines d'argile qui bloquent les micropores des canaux dans les membranes des embryons.

Tableau 9 Corrélation entre le taux de survie embryonnaire ou à l'émergence et le pourcentage de particules fines dans le substrat d'incubation en rivière (Julien et Bergeron, 2006)

Infiltrated grain size fraction (mm)	Pre-eyed (STPE) (r)	Eyed (STE) (r)	Hatched (STH) (r)
Coarse sand: 0.5–1.0	–0.25 (0.1077)	–0.24 (0.1229)	–0.64 (0.0000)*
Medium sand: 0.250–0.5	–0.40 (0.0091)	–0.37 (0.0161)	–0.70 (0.0000)*
Fine sand: 0.125–0.250	–0.55 (0.0002)*	–0.52 (0.0004)*	–0.63 (0.0000)*
Very fine sand: 0.063–0.125	–0.65 (0.0000)*	–0.64 (0.0000)*	–0.66 (0.0000)*
Silts and clays: <0.063	–0.66 (0.0000)*	–0.65 (0.0000)*	–0.68 (0.0000)*

Significance level (*p*) in brackets.

Marked correlations are significant at $p < 0.05$ using the Bonferroni correction procedure: ($\alpha = 0.05/\text{number of correlations} = 0.05/15 = 0.003$).

(b) Rapport entre les particules fines et le gradient hydraulique

Le taux de sédiments fins dans le substrat interfère beaucoup avec l'influence du gradient hydraulique dont la régulation améliore le développement embryonnaire. En effet, certaines études ont montré que la survie des embryons et des alevins à l'émergence dans un substrat contenant un taux élevé de sable peut être améliorée avec des gradients hydrauliques élevés, tant que le niveau de limon est relativement faible (Lapointe et al., 2004 ; Julien and Bergeron, 2006 ; Casas-Mulet et al., 2014). Mais l'augmentation du gradient hydraulique ne compenserait pas de manière significative un effet négatif d'une teneur élevée en limon supérieure 1,5 % (Figures 16 a-b). Les sédiments agissent en effet par la réduction de l'écoulement interstitiel, réduisant ainsi l'apport de nutriments aux larves ; mais ils auraient aussi des effets mécaniques sur le développement des embryons comme l'abrasion des membranes ou blocage du mouvement d'émergence des alevins. Un substrat contenant un niveau élevé de particules fines de diamètre <1mm entraîne un encrassement rapide des interstices entre graviers avec comme conséquence une réduction de la concentration en oxygène dissous, particulièrement très néfaste pendant la période précédant l'éclosion étant donnée la demande élevée en oxygène à ce stade de développement (Casas-Mulet et al., 2014).

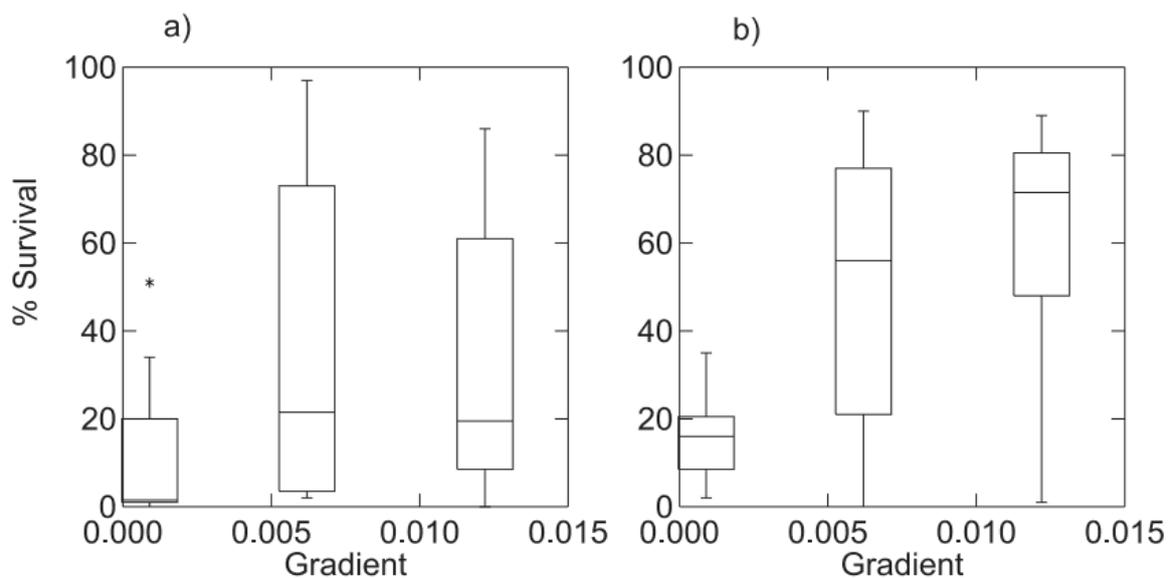


Figure 16 a – b Variation de la survie pour un substrat de (a) > 1.5% de limon et (b) pour un substrat de < 1.5% de limon (Lapointe et al., 2004).

9.1.4 Conclusions

- L'information disponible sur l'utilisation des incubateurs de terrain indique des résultats promoteurs pour des modèles de grand calibre permettant une grande capacité de stockage. Les incubateurs de types B-Bamberger et raceways ont permis d'obtenir un bon taux de survie embryonnaire ou d'alevins à l'émergence et peuvent être recommandés pour des essais dans le cadre des activités du projet Saumon-Meuse d'autant plus que des tests préliminaires d'incubation en milieu naturel ont déjà été initiés avec des tubes minus de paniers d'émergence ou d'autres modèles d'incubateurs de terrain.
- Un flux d'eau important dans le substrat est essentiel pour les incubateurs de terrain car il peut atténuer jusqu'à un certain niveau l'effet négatif d'infiltration de sédiments fins dans les espaces interstitiels du substrat. De plus, un fin flux d'eau au-dessus des graviers favorise un bon comportement rhéostatique des alevins.
- Pour diminuer l'infiltration des sédiments fins dans l'incubateur de terrain, une filtration mécanique de l'eau est nécessaire afin d'éviter le colmatage des espaces interstitiels dans les graviers et donc la réduction du flux des nutriments et d'oxygène dissous.
- Il est recommandé d'optimiser la profondeur des substrats trop épais peuvent affecter négativement le taux de survie à l'émergence de relation avec une détérioration de la qualité de l'eau suite à la formation des points morts qui diminuent la vitesse de circulation d'eau dans les graviers.

Bibliographie

- Argent DG. & Patricia A. Flebbe PA., 1999. Fine sediment effects on brook trout eggs in laboratory streams. *Fisheries Research* 39, 253-262.
- Bamberger A. 2009. Semi-natural incubation techniques for Atlantic salmon: Opportunities and limitations for restocking. *Aquaculture* 293, 211-230
- Bardonnet A. & Baglinière JL., 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 497-506
- Bardonnet et al., 1993. Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*S. salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *J. Fish. Biol.* 43, 755–762.
- Bennet et al, 2003. Substrate composition and emergence success of fall chinook salmon in the Snake River. *Northwest Science* 77, 93-99.
- Casa-Mulet et al., 2014. Survival of eggs of Atlantic salmon in a drawdown zone of a regulated river influenced by groundwater. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-014-2043-x
- Descroix et al., 2010. Impact of macroinvertebrate diet on growth and fatty acid profiles of restocked 0+ Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr from a large European river (the Allier).

- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67: 1-14.
- Dumas J. and Darolles V. (1999). Caractéristiques environnementales et survie embryo-larvaire du Saumon Atlantique, *Salmo salar* L., dans un cours d'eau du piémont pyrénéen, la Nivelle (France). *Cybiurn* 23 (Suppl. 1): 29-44.
- Dumas J. and Marty S., 2006. A new method to evaluate egg-to-fry survival in salmonids, trials with Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 68, 284-304.
- Dumas J., Olaizola and Barriere L. (2007). Survie embryonnaire du saumon Atlantique (*Salmo salar* L.) dans un cours d'eau du sud de son aire de répartition, la Nivelle. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 384: 39-60.
- Henderson, J.N., Letcher, B.H., 2003. Predation on stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 32–42.
- Julien and Bergeron, 2006. Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon embryo survival. *Hydrobiologia*.
- Kallio-Nyberg et al, 2015. Differences between wild and reared *Salmo salar* stocks of two northern Baltic Sea rivers. *Fisheries Research* 165, 85 – 95.
- Lapointe et al., 2004. Interactive effects of substrate sand and silt contents, redd-scale hydraulic gradients, and interstitial velocities on egg-to-emergence survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61 : 2271-2277.
- Larsson et al, 2011. Feeding of wild and hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts during downstream migration. *Environ Biol Fish* DOI 10.1007/s10641-011-9846-7
- Levasseur M., Bergeron N.E., Lapointe M.F. Bérubé F. (2006). Effects of silt and very fine sand dynamics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) redds on embryo hatching success. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1450-1459.
- Nick J. Gayeski, Jack A. Stanford, David R. Montgomery, Jim Lichatowich, Randall M. Peterman, Richard N. Williams, *Fisheries*, 2018. The Failure of Wild Salmon Management: Need for a Place-Based Conceptual Foundation. 43 (7), 303 – 309.
- Pauwels and Haines, 1994. Survival, hatching and emergence success of Atlantic salmon eggs planted in three Maine streams. *North American Journal of Fisheries and Management* 14, 125-130.
- Pritchard 2008, 2009. Atlantic salmon egg incubation experiments –Phase I & II. Ontario Streams Technical Reports No.2009-01/02
- Riley, W.D., Moore, A., 2000. Emergence of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., fry in a chalk stream. *Fisheries Manag. Ecol.* 7, 465–468.
- Sear et al., 2017. The magnitude and significance of sediment oxygen demand in gravel spawning beds for the incubation of salmon embryos. *River Res Applic* 33:1642–1654.
- Serrano et al, 2009. Migration performance of wild and hatchery sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts Implications for compensatory hatchery programs. *Fisheries Research* 99, 210 – 215.
- Thorstad et al, 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology* 81, 500–542.

ACTION 10. ÉLABORATION ET GESTION D'UNE CRYOBANQUE DE SPERME DE SAUMON MEUSE (UNAMUR+ SPW)

10.1 Élaboration et gestion d'une cryobanque de sperme de saumon Meuse

10.1.1 Introduction

Depuis une dizaine d'années, du matériel génétique est conditionné à travers la cryobanque de sperme de Saumon Meuse afin de servir d'appoint en cas de faible nombre de géniteurs, eux-mêmes nécessaires, à la réalisation d'un stock suffisant de repeuplement. Un protocole de cryoconservation approprié aux caractéristiques biologiques des géniteurs capturés en Meuse a déjà fait l'objet de plusieurs tests de laboratoire comme décrit dans les rapports précédents. De plus, un test *in vivo* avec le protocole mis au point a permis de démontrer que les taux de fécondation et d'éclosion des œufs sont comparables entre le sperme frais et le sperme cryoconservé. Des études relatives à la survie des spermatozoïdes en paillettes ont également permis d'observer un bon maintien de ce paramètre à long terme dans les installations (*i.e.* quelques années). Des efforts de développement méthodologique conséquents ont donc dorénavant et déjà été réalisés. Au-delà de la charge de travail nécessaire à la cryoconservation en elle-même, cette action nécessite une gestion annuelle et quasi hebdomadaire des cuves de cryoconservation actuellement disponibles pour le projet. Parallèlement à cela, des efforts sont entrepris afin de concrétiser le développement de la cryobanque, qu'il s'agisse de nouveaux locaux ou encore de nouveaux équipements.

10.1.2 Gestion actuelle des cuves de cryoconservation

En vue de garantir la qualité des spermatozoïdes, le niveau de remplissage de l'azote dans une cuve cryogénique doit toujours être fixé à 3 cm au-dessus de la hauteur des paillettes, soit une hauteur d'environ 32 cm pour les cuves GT35 comme les nôtres. Pour ce faire, les travaux d'entretien des cuves cryogéniques contenant le stock de nos paillettes consistent à réaliser (i) un contrôle régulier du niveau de remplissage d'azote des cuves GT35 et, (ii) un remplissage d'azote liquide tous les 10 à 15 jours selon le taux d'évaporation de l'azote liquide.

10.1.3 Développement de la structure de la cryobanque saumon

- *Localisation secondaire de la cryobanque saumon*

Le principe d'intégrer la cryobanque saumon dans le bâtiment aménagé au CRAw de Gembloux est déjà accepté par les membres les membres de la cryobanque multi-espèces, notamment le prof. Isabelle Donnay pour l'UCL et José Wareille et son directeur pour le CRAw.

Ce bâtiment offrirait des conditions plus sécurisées au maintien à long terme de la qualité du matériel biologique cryopréservé du projet Saumon Meuse. Il est en effet équipé des différents systèmes automatisés de contrôle de niveau d'azote dans les cuves cryogéniques de stockage et de plus, un technicien permanent est chargé de l'entretien de ce local.

L'accord de collaboration a été confirmé au cours d'une de nos réunions de travail (7 mars 2017) avec la participation de M. Xavier Rollin et des responsables de la cryobanque multi-espèces. Au cours de cette réunion, les principes de collaboration ont été discutés et une convention y a été rédigée par les membres de l'UNamur et José Wavreille. Le texte de cette convention a déjà été validé par le directeur général du CRA qui attend la réponse des responsables du projet Saumon Meuse. Le CRA a proposé une participation de 25% de la part des gestionnaires de la cryobanque saumon pour les frais annuels d'entretien des alarmes et locaux (600€, TVA) et des obligations spécifiques de fonctionnement de ce local commun de cryobanque (1.100 €), soit 425€. Les frais d'azote liquide sont estimés à 350€ annuellement pour un réservoir cryogénique de type « Arpège170 ».

- *Gestion future de la cryobanque saumon et équipements*

Lorsque la convention de collaboration avec le CRA sera effective, le stock stratégique de paillettes de sperme de saumon sera localisé à Gembloux dans une cuve de grande capacité de stockage (cuve Biosafe 120, 55.000 paillettes de 0.5ml). Les membres de l'UNamur continueront à assurer les manipulations biotechnologiques relatives à la cryoconservation (prélèvements à Erezée, cryoconservation, contrôle de la qualité de sperme, et adaptation des protocoles techniques), soit, servir d'un point de relai technique entre la station d'Erezée et le local de stockage secondaire du CRA Gembloux. Pour ce faire, une grande cuve cryogénique (cuve Biosafe 120, 55.000 paillettes de 0.5 ml) et une cuve de remplissage automatique (de type Apollo 100-13 Bar).

L'intégration de la cryobanque dans des conditions optimisées de contrôle du matériel génétique exige l'utilisation d'équipements disposant de système de contrôle automatique, notamment pour les cuves cryogéniques afin de mieux maîtriser le contrôle du niveau critique de remplissage d'azote liquide. De plus, il est nécessaire de ranger les paillettes de sperme cryopréservée dans des grandes cuves appropriées afin de faciliter les manipulations de tri lors

des contrôles et utilisations. Le niveau d'évaporation de l'azote liquide est par ailleurs plus faible pour ce genre de grandes cuves contrairement aux petites cuves utilisées actuellement par l'UNamur.

Ainsi, pour une intégration effective de la cryobanque saumon dans la plateforme actuelle de la cryobanque « multi-espèces », il est indispensable que le projet trouve les moyens financiers d'acquérir deux grandes cuves équipées de détecteur de niveau d'azote et de boîtier d'alarmes permettant une intervention rapide. Une cuve servira pour le stockage lors des manipulations de cryoconservation de Namur, et la seconde permettra le stockage secondaire dans le local du CRA de Gembloux.

Le principe d'achat de ces équipements a déjà été accepté par le directeur de service de la pêche (M. Xavier Rollin) ainsi que les membres du comité de pilotage du projet après plusieurs réunions de travail (cfr rapport 2017). Des études du marché ont été réalisées par les membres UN au courant du second semestre de l'année 2017 et en fin 2018 et trois offres de prix ont alors été remises à M. X. Rollin afin de faire les négociations nécessaires pour l'achat des équipements. Après l'actualisation de l'étude du marché, la meilleure offre de prix retenue est celle de la firme Analis (Scientific Instruments-Belgium) dont les cuves Biosafe 120 et Apollo 100-13Bar répondent le mieux au protocole de contrôle et de cryoconservation à long terme et donc en termes de rapport qualité/prix. Comme expliquée plus haut, deux cuves de stockage sont nécessaires ainsi qu'une cuve de remplissage automatique, et l'offre est évaluée à 30.891,60 euros (HTVA). Ces deux cuves permettront une capacité totale de stockage d'environ 110.000 paillettes de 0.5 ml. Une telle capacité a été estimée pour couvrir les besoins futurs de développement du projet en raison de l'augmentation du nombre des géniteurs sauvages suite à l'ouverture du Haringvliet par exemple, ou du nombre de géniteurs domestiqués. Comme la semence est diluée (4 à 6 fois) avant la cryocongélation, le nombre de paillettes à conserver est important ; selon sa condition physique et son poids, un saumon adulte peut produire 400 à 500 paillettes à conserver au cours d'une saison de reproduction. Ce qui permet de couvrir les besoins de fécondation de 4 à 5 femelles de saumon avec 6000 à 8000 œufs par ponte et si la semence congelée contient 30-40% de spermatozoïdes mobiles.

**ACTION 11. RÉDACTION D'UNE BROCHURE CONTEXTUALISANT
L'ÉTAT D'AVANCEMENT DU « PROJET SAUMON MEUSE » (UNAMUR –
SPW -ULIEGE)**

11.1 Rédaction d'une brochure contextualisant l'état d'avancement du « projet Saumon Meuse »

Une brochure préliminaire a été rédigée par Alexandre Erraud et proposée pour relecture aux co-auteurs du projet (Annexe 3). Outre quelques modifications, la proposition a bien été appréciée par les différents partenaires du projet, soulignant l'effort de synthèse. Il a tout de même été demandé de revoir l'ordre d'apparition des différentes parties pour faciliter la compréhension de la démarche entreprise et d'apporter quelques éléments complémentaires à certaines parties afin de mieux visualiser l'état actuel du succès du projet. Une table des matières a donc été proposée aux co-auteurs pour validation finale. La brochure devrait être finalisée courant du mois d'avril 2019.

Table des matières

- 1. Contexte du projet**
 - La Meuse dans son contexte international
 - Historique du projet Saumon mosan
 - Répartition géographique et cycle de vie du saumon Atlantique
- 2. Amélioration de la qualité de l'eau dans l'axe migratoire Meuse**
- 3. Repeuplement des rivières**
 - Stratégie initiale de repeuplement
 - Localisation des stations de repeuplement
 - Capacité d'accueil de l'Ourthe, de l'Amblève et du Samson
 - La salmoniculture régionale d'Erezée (CosMos)
 - Suivi de l'évolution des populations par pêche électrique
 - Remontées de saumons adultes dans la Meuse
 - Élaboration d'une cryobanque de sperme Saumon Meuse
- 4. Rétablissement de la migration de montaison**
 - Axe Mer du Nord - bassin de l'Ourthe
 - Jusqu'à la libre remontée du saumon Atlantique en Belgique
 - Efficacité multi-espèces des passes à poissons
 - o Piégeage et observations
 - o Programme de suivi RFID en Meuse liégeoise
- 5. Rétablissement de la migration de dévalaison des saumoneaux vers la mer**
 - Passage des saumoneaux dans les turbines hydro-électriques ou barrages
 - Dérivation des saumoneaux au niveau du complexe Monsin - canal Albert
 - Suivi par télémétrie acoustique de la migration des Smolts dans l'axe Ourthe-Meuse-Canal Albert
- 6. Conclusion et perspectives**
 - Succès actuel et futur
 - Problèmes à résoudre
 - Intensification des collaborations internationales
- 7. Bibliographie**