

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

**MODÉLISATION FLOUE DE L'HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE
*SALMO SALAR***

Par
Julien Mocq

Thèse présentée pour l'obtention du grade de
Philosophiae doctor (Ph.D.)
en Sciences de l'Eau

Jury d'évaluation

Examineur externe et président du jury	Etienne Prévost UMR Ecobiop INRA
Examineur externe	Patricia Johnston Hydro-Québec
Examineur interne	Patrice Couture INRS centre Eau Terre Environnement
Directeur de recherche	André St-Hilaire INRS centre Eau Terre Environnement Canadian River Institute
Codirecteur de recherche	Richard Cunjak University of New-Brunswick Canadian River Institute



REMERCIEMENTS

Si ce document est la synthèse de quatre ans de travail, de réflexion et de recherche, c'est aussi le résultat de multiples discussions, soutiens, coups de main et influences de nombreuses personnes envers qui je suis aujourd'hui reconnaissant.

André, un grand merci pour cette opportunité que tu m'as offerte, cette offre de thèse inattendue, venue de nulle part à un moment de ma vie où j'avais besoin d'un objectif, d'un nouveau départ en des terres étrangères. Je regretterai toujours de ne pas avoir mené aussi loin le projet qu'il l'aurait mérité. Je sais aussi tout ce que je te dois, à travers tes conseils, tes corrections, tes opinions et ta disponibilité. Et je t'en suis infiniment reconnaissant, pour tout ça.

Rick, à toi aussi, un grand remerciement pour avoir accepté d'être mon co-directeur de thèse, puis pour les opportunités de découvrir les rivières Néo-Brunswickoises et d'en apprendre autant sur le saumon atlantique. Je réalise, maintenant que je touche à la fin de cette thèse, que j'aurais pu profiter encore davantage de ces sciences.

Je me dois aussi de remercier « mes » 30 experts. Merci à vous, qui avez pris de votre temps pour comprendre une logique pas vraiment claire, remplir des tableaux pas vraiment simples et des règles pas toujours logiques. Cette thèse, c'est la synthèse de vos connaissances, et elle repose entièrement dessus. Sans vous, ce document n'existerait pas.

Je remercie aussi tous ceux qui ont croisé ma route à l'INRS, les collègues de l'équipe et les stagiaires, qui ont vécu le plaisir de nager en eau froide ou de réfléchir à la logique floue ; les professeurs qui ont eu à cœur de m'apprendre quelque chose ou m'aider ; le personnel de l'INRS qui a pris de son temps pour me sortir des difficultés administratives ou rédactionnelles.

Merci aussi à ma famille qui m'a laissé toute liberté dans mes choix de vie, à mon père qui m'a appris les divisions-pas-comme-à-l'école, à ma belle et à mon chat qui m'ont soutenu et supporté durant ces périodes de stress et de pression, à mes amis qui m'ont donné ces occasions, anachroniques ou non, de sortir de la réalité du monde et d'oublier un instant les difficultés.

Enfin, de sincères et profonds remerciements à tous ceux qui, dans le passé, n'ont pas cru en moi, m'ont mis des bâtons dans les roues, ont taché de me mettre à terre, ou ont refusé de me donner ma chance. Merci aussi à vous qui êtes à l'origine de cette envie de me surpasser et de me donner des objectifs toujours plus hauts, qui m'ont mené jusque-là.



RÉSUMÉ

Cette thèse, réalisée à l'INRS sous la direction des professeurs André St-Hilaire et Rick Cunjak, s'est voulue une contribution à l'amélioration et au développement d'une méthode de modélisation de l'habitat de trois stades de vie du saumon atlantique *Salmo salar* à l'aide de la logique floue. Atteindre cet objectif est passé dans un premier temps par l'estimation de l'incertitude associée à l'élicitation de multiples experts pour la définition et la combinaison des indices de préférence d'habitat, puis par l'étude des influences des expériences personnelles des experts sur les estimations d'aires pondérées d'habitat utile, et enfin, par l'étude de l'impact des méthodes de prises de mesures lors de l'échantillonnage de terrain (mesures en un point vs multiples mesures à l'intérieur d'une superficie prédéterminée).

La logique floue permet de pallier certaines limitations qu'ont de nombreuses méthodes de modélisation de l'habitat : sa capacité intrinsèque à gérer les incertitudes et à intégrer aisément les connaissances de multiples intervenants permettrait aux modèles flous d'être facilement exportables sur de nombreuses rivières et de produire des résultats fiables et pertinents. Nous avons donc développé les modèles d'habitat des jeunes de l'année, des tacons et des adultes frayants du saumon atlantique. Pour cela, trente experts du saumon ont défini chacun les ensembles et règles flous de ces modèles, c'est-à-dire la définition des catégories des variables vitesse du courant, taille du substrat, profondeur et Indice de Qualité d'Habitat (IQH), et ensuite les IQH résultants des combinaisons des catégories des trois variables physiques entre elles.

Dans un premier temps, ces modèles flous ont été utilisés pour calculer des aires pondérées d'habitat utile à partir des simulations hydrauliques faites sur certains tronçons de la rivière Romaine (Québec, Canada) à l'aide du modèle HEC-RAS. Ainsi, pour chaque expert et pour chaque stade de vie, une courbe d'Aires Pondérées Utiles (APU) standardisée en fonction d'un débit croissant a été développée. Avec des valeurs d'APU standardisées variant entre 0 et 1, ces courbes avaient pour la plupart une forme caractéristique, à savoir une augmentation initiale des APU pour des débits croissants, jusqu'à atteindre un maximum ou un plateau. De cet ensemble de courbes, une courbe médiane d'APU a été calculée, ainsi que les intervalles de confiance l'entourant, obtenus par un rééchantillonnage de type bootstrap. Ces intervalles de confiance se sont avérés relativement étroits et, dans le cadre d'une gestion de débits, permettraient d'évaluer les variations de la réponse des habitats disponibles pour un débit donné.

Afin de pouvoir être appliqué dans le cadre de gestion, il est nécessaire de valider les performances du modèle, c'est-à-dire certifier de son bon fonctionnement et de la justesse de ses prédictions. Le modèle développé pour les jeunes de l'année a été validé à l'aide de données de la rivière Romaine fournies par

une firme de consultant, et le modèle des tacons a été validé grâce à des données des rivières Romaine, de même que celles provenant des rivières Little Southwest Miramichi, Catamaran (N.-B.) et Sainte-Marguerite (Qc). Les mesures de vitesse, de taille du substrat et de profondeur ont été échantillonnées sur ces trois derniers cours d'eau, sur des transects de 8 sites et à chaque présence de tacons. Ainsi, il a été possible de comparer les distributions des valeurs des IQH prédits pour des présences et celle pour les absences. Pour les deux stades de vie, les valeurs d'IQH déterminées par les modèles étaient significativement plus fortes pour les présences que pour les absences.

La justesse des prédictions d'un modèle dépend de la pertinence de la méthode d'échantillonnage des mesures environnementales. Ainsi, nous nous sommes questionnés sur la distance optimale des prises de mesures autour du poisson, afin d'obtenir les meilleures prédictions. Pour cela, lors de la campagne de terrain sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte Marguerite, les variables vitesse et profondeur ont été mesurées à l'emplacement même du poisson, puis à 5 endroits différents dans un quadrat ayant une longueur de 10, 25 et 50 cm. Les proportions des différentes granulométries ont été considérées sur des surfaces croissantes en rapport avec les distances testées. Une distance supplémentaire, jusqu'à 100 cm, a été ajoutée en intégrant les données des points des transects les plus proches. Ainsi, il a été possible de montrer que les IQH déterminés par le modèle flou des tacons étaient les plus forts et la variabilité la plus faible pour une distance de 50 cm, correspondant approximativement à la moyenne de la surface du territoire des tacons.

Enfin, les experts impliqués dans notre projet avaient des expériences et des formations différentes. Or, chaque expérience personnelle modifie la perception de l'expert de son environnement, devenant alors la base fondamentale des modélisations basées sur les connaissances d'experts et la source de biais qui peuvent rendre difficile l'agrégation d'experts entre eux. Pour chaque stade de vie, des courbes médianes d'APU et leurs intervalles de confiance ont été tracés de la même manière que celle décrite pour le protocole initial, en séparant toutefois les experts selon l'expérience personnelle testée : l'étendue géographique des connaissances de l'expert (Europe ou Amérique du Nord), l'origine de leurs connaissances (connaissances issues principalement du travail de terrain ou issues d'un mélange équilibré entre travail de terrain et littérature académique) et le secteur d'emploi (institution privée ou publique). L'influence de l'expérience personnelle testée était considérée comme significative dès que les intervalles de confiance cessaient de se chevaucher. Seule l'étendue géographique des connaissances des experts dans le modèle flou d'habitat de reproduction a montré une influence significative. En conséquence, même si nos résultats pouvaient ne pas être applicables pour d'autres systèmes, le choix d'experts locaux en modélisation est recommandé.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	V
TABLE DES MATIÈRES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XII
LISTE DES ABBREVIATIONS.....	XVII
CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE.....	1
1 INTRODUCTION.....	3
1.1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	3
1.2 STRUCTURE DU DOCUMENT.....	5
1.3 LE SAUMON ATLANTIQUE <i>SALMO SALAR</i>	6
1.3.1 Répartition géographique.....	6
1.3.2 Menaces et déclin.....	6
1.3.3 Biologie, écologie et cycle de vie en rivière.....	7
1.3.4 Les méthodes de modélisation de l'habitat du poisson.....	13
1.4 LA LOGIQUE FLOUE.....	15
1.4.1 Historique et concept.....	15
1.4.2 La logique floue en écologie.....	16
1.4.3 Les phases de la logique floue.....	17
1.5 LA CONNAISSANCE D'EXPERTS : UTILISATION ET BIAIS.....	23
1.6 DISTANCE DE MESURES AUTOUR DU POISSON ET NOTION D'AMBIANCE.....	24
1.7 PRÉSENTATION DE LA THÈSE : HYPOTHÈSES, OBJECTIFS GÉNÉRAUX, OBJECTIFS SPÉCIFIQUES.....	24
2 MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	29
2.1 CONSTRUCTION DES MODÈLES DE LOGIQUE FLOUE.....	29
2.1.1 Choix des variables linguistiques, de leurs catégories et des fonctions d'appartenance.....	29
2.1.2 La sélection des experts et le recueil des connaissances.....	29
2.1.3 Défuzzification.....	30
2.2 APPLICATION DU MODÈLE À LA RIVIÈRE ROMAINE.....	30

2.2.1	<i>Présentation de la rivière romaine</i>	30
2.2.2	<i>Simulations hydrauliques de la rivière Romaine par HEC-RAS</i>	31
2.3	CALCULS DES AIRES PONDEREES UTILES, DE L' AIRE PONDEREE UTILE MEDIANE ET DES INCERTITUDES ASSOCIEES	32
2.4	VALIDATION PARTIELLE DU MODELE D' HABITAT DES TACONS ET DES JEUNES DE L' ANNEE	33
2.4.1	<i>Données historiques sur la rivière Romaine</i>	33
2.4.2	<i>Échantillonnage récent sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite</i>	33
2.4.3	<i>Traitements statistiques et validation partielle des modèles</i>	36
2.5	INFLUENCE DES VARIATIONS DE LA DISTANCE DE PRISE DE MESURES AUTOUR DU POISSON DANS LE MODELE DE LOGIQUE FLOUE	37
2.6	LA CONNAISSANCE D' EXPERTS EN MODELISATION FLOUE : CONSENSUS, DIVERGENCES ET INFLUENCES DES EXPERIENCES PERSONNELLES	39
2.6.1	<i>Consensus, divergences d' opinions et fréquences d' utilisation des règles</i>	39
2.6.2	<i>Influences des expériences personnelles des experts</i>	39
3	RESULTATS	41
3.1	MODELES FLOUS DES HABITATS DES 3 STADES DE VIE	41
3.2	VALIDATION PARTIELLE DES MODELES D' HABITAT DES TACONS ET DES JEUNES DE L' ANNEE	45
3.2.1	<i>Validation sur la rivière Romaine</i>	45
3.2.2	<i>Validation sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Ste Marguerite</i>	46
3.3	INFLUENCE DES VARIATIONS DE LA DISTANCE DE PRISE DE MESURES AUTOUR DU POISSON DANS LE MODELE DE LOGIQUE FLOUE	47
3.4	LES CONNAISSANCES D' EXPERTS DANS LA MODELISATION FLOUE	51
3.4.1	<i>Consensus et fréquences d' utilisation des règles floue</i>	51
3.4.2	<i>Influences des expériences personnelles des experts</i>	51
4	DISCUSSION	59
4.1	LA LOGIQUE FLOUE APPLIQUEE A LA MODELISATION DE L' HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE	59
4.2	COURBES D' APU ISSUES DES MODELES FLOUS	60
4.3	INCERTITUDES ASSOCIEES AUX COURBES D' APU ET CALCULS DE DEBITS RESERVES	61
4.4	VALIDATION DES MODELES	62
4.5	DISTANCE OPTIMALE DE PRISE DE MESURE ET DISTRIBUTION DES POISSONS DANS LES HABITATS	63
4.6	LIMITES ET CONTRAINTES DES MODELES	66
4.7	INFLUENCES DES EXPERIENCES PERSONNELLES DES EXPERTS EN MODELISATION FLOUE	66
4.8	DEVELOPPEMENTS FUTURS EVENTUELS	67
5	CONCLUSIONS GENERALES DE LA THESE ET CONTRIBUTIONS ORIGINALES	71

6 CONTRIBUTIONS DE L'AUTEUR ET DES CO-AUTEURS DES ARTICLES.....	73
--	-----------

CHAPITRE 2 : ARTICLES PUBLIES ET SOUMIS.....	75
---	-----------

1 ÉVALUATION DE LA QUALITE D'HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE (<i>SALMO SALAR</i>) ET DE SON INCERTITUDE A L'AIDE DE MODELES FLOUS A EXPERTS MULTIPLES APPLIQUES A LA RIVIÈRE ROMAINE (CANADA).....	79
--	-----------

RESUME	80
ABSTRACT.....	80
1.1 INTRODUCTION	81
1.2 MATERIALS AND METHODS	83
1.2.1 <i>Expert Fuzzy sets and rules</i>	83
1.2.2 <i>Expert knowledge collection</i>	85
1.2.3 <i>Data processing, inference and defuzzification</i>	87
1.2.4 <i>A case study: Atlantic salmon habitat model on the Romaine River</i>	88
1.2.5 <i>Uncertainty assessment</i>	89
1.2.6 <i>Partial validation</i>	90
1.3 RESULTS	90
1.3.1 <i>Spawning habitat</i>	90
1.3.2 <i>Parr rearing habitat</i>	91
1.3.3 <i>Young-of-the-Year (YOY) rearing habitat</i>	95
1.3.4 <i>Consensus and frequencies of rules uses</i>	95
1.3.5 <i>Partial validation</i>	96
1.4 DISCUSSION	98
ACKNOWLEDGEMENTS	102

2 INFLUENCES DES EXPERIENCES PERSONNELLES DES EXPERTS DANS UNE MODELISATION FLOUE : ETUDE DE CAS SUR LES MODELES D'HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE (<i>SALMO SALAR</i>).....	103
--	------------

RESUME	104
ABSTRACT.....	104
2.1 INTRODUCTION	105
2.2 MATERIALS AND METHODS.....	107
2.2.1 <i>Fuzzy logic, fuzzy sets and rules</i>	107
2.2.2 <i>Expert knowledge data collection</i>	108
2.2.3 <i>Data processing, inference and defuzzification</i>	109
2.2.4 <i>A case study: Atlantic salmon habitat model on the Romaine River</i>	109

2.2.5	<i>Testing for the influence of expert experience</i>	110
2.3	RESULTS	112
2.3.1	<i>Influence of geographic area</i>	112
2.3.2	<i>Influence of source of knowledge</i>	114
2.3.3	<i>Influence of public or private sector employment</i>	116
2.4	DISCUSSION	116
	ACKNOWLEDGEMENTS	120
3	COMMUNICATION COURTE: COMPARAISON ENTRE MESURES FOCALES ET MESURES AGREGÉES SPATIALEMENT DES VARIABLES DE L'HABITAT DU TACON DE SAUMON ATLANTIQUE (<i>SALMO SALAR</i>) ET L'IMPACT DE LEUR UTILISATION DANS UN MODELE FLOU A EXPERTS MULTIPLES.	121
	RESUME	122
	ABSTRACT	122
3.1	INTRODUCTION	122
3.2	MATERIAL AND METHOD	123
3.2.1	<i>Fuzzy model</i>	123
3.2.2	<i>Sampling campaign</i>	124
3.2.3	<i>Statistical analysis</i>	126
3.3	RESULTS	126
3.4	DISCUSSION	129
	ACKNOWLEDGEMENTS	131
	BIBLIOGRAPHIE	133
A.	ANNEXE	145
A1.	EXEMPLE FICTIF D'UTILISATION DE LA LOGIQUE FLOUE A TROIS VARIABLES, PAS A PAS.	145
A2.	REVUE DES METHODES COURANTES DE CALCULS DE DEBITS	149
A3.	DOCUMENT DE RECUEIL DES CONNAISSANCES D'EXPERTS	157
A4.	CODE MATLAB DE LA MODELISATION DE L'HABITAT DE REPRODUCTION	173

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 3-1 : CONSENSUS DES REGLES FLOUES DES MODELES D'HABITAT D'ALIMENTATION DES JEUNES DE L'ANNEE, DES TACONS ET DE L'HABITAT DE REPRODUCTION DU SAUMON ATLANTIQUE.....	52
TABLEAU 3-2 : DIFFERENCES DE CONSENSUS DANS LES CONSEQUENCES DES REGLES FLOUES ENTRE EXPERTS NORD-AMERICAINS ET EXPERTS EUROPEENS POUR LE MODELE FLOU D'HABITAT DE REPRODUCTION DU SAUMON ATLANTIQUE	53
TABLEAU 1-1: LINGUISTIC VARIABLES AND THEIR RESPECTIVE CATEGORIES.....	84
TABLEAU 1-2: CONSENSUS RULES FOR YOUNG-OF-THE-YEAR REARING HABITAT, PARR REARING HABITAT AND ADULT SPAWNING HABITAT OF ATLANTIC SALMON.....	96
TABLEAU 2-1: DISCUSSED RULE CONSENSUS BETWEEN NORTH AMERICAN AND EUROPEAN EXPERTS FOR THE SPAWNING ADULT ATLANTIC SALMON FUZZY MODEL.....	117
TABLEAU 2-2: COMPARATIVE DISCHARGES OF LARGEST SALMON RIVERS FROM FRANCE, UNITED-KINGDOM AND THE CANADIAN PROVINCES OF QUÉBEC AND NEW BRUNSWICK.....	119



LISTE DES FIGURES

FIGURE 1-1 : CYCLE DU SAUMON ATLANTIQUE (AVEC L'AIMABLE AUTORISATION D'ATLANTIC SALMON TRUST ET DE ROBIN ADE).....	7
FIGURE 1-2 : EXEMPLE DE FONCTION CARACTERISTIQUE EN THEORIE CLASSIQUE DES ENSEMBLES (A) ET DE FONCTION D'APPARTENANCE EN LOGIQUE FLOUE (B).	18
FIGURE 1-3 : FONCTIONS D'APPARTENANCE, FORMES ET FORMULES ASSOCIEES COURANTES EN LOGIQUE FLOUE	20
FIGURE 1-4 : OPERATEURS DITS « DE ZADEH » UTILISABLES EN LOGIQUE FLOUE (ADAPTE DE SHEPARD, 2005)	21
FIGURE 2-1 : LA RIVIERE ROMAINE (QUEBEC, CANADA) ET SON BASSIN VERSANT.	31
FIGURE 2-2: CARTE DE LOCALISATION DES RIVIERES SAINTE-MARGUERITE (QUEBEC), CATAMARAN ET LITTLE SOUTHWEST MIRAMICHI (NOUVEAU-BRUNSWICK)	34
FIGURE 2-3: DISTRIBUTION DES POINTS DE MESURES FOCALE ET ENVIRONNANTES AUTOUR DU POISSON (A) ET MESURES INTEGREES DANS LES CALCULS AUX DISTANCES DE 10 CM (B), 25 CM (C) ET 50 CM (D).	38
FIGURE 3-1 : COURBES D'APU STANDARDISEES DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) POUR L'HABITAT D'ALIMENTATION DES JEUNES DE L'ANNEE, POUR CHAQUE EXPERT (A), ET COURBES MEDIANES ET INTERVALLE DE CONFIANCE OBTENU PAR BOOTSTRAP (B).	42
FIGURE 3-2 : COURBES D'APU STANDARDISEES DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) POUR L'HABITAT D'ALIMENTATION DES TACONS DU SAUMON ATLANTIQUE, POUR CHAQUE EXPERT (A), ET COURBES MEDIANES ET INTERVALLE DE CONFIANCE OBTENU PAR BOOTSTRAP (B).	43
FIGURE 3-3 : COURBES D'APU STANDARDISEES DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) POUR L'HABITAT DE REPRODUCTION DU SAUMON ATLANTIQUE, POUR CHAQUE EXPERT (A), ET COURBES MEDIANES ET INTERVALLE DE CONFIANCE OBTENU PAR BOOTSTRAP (B).	44
FIGURE 3-4 : RESUME DES VALEURS D'IQH MODELISES A PARTIR DES DONNEES D'ABSENCE (GAUCHE)/PRESENCE (DROITE) DE JEUNES DE L'ANNEE (A) ET DE TACONS (B) DU SAUMON ATLANTIQUE DE LA RIVIERE ROMAINE.	45
FIGURE 3-5 : DISTRIBUTION DES VALEURS D'IQH MODELISES A PARTIR DES DONNEES D'ABSENCE (GAUCHE)/PRESENCE (DROITE) DES TACONS DU SAUMON ATLANTIQUE DES RIVIERES CATAMARAN, LITTLE SOUTHWEST MIRAMICHI ET SAINTE-MARGUERITE.....	46
FIGURE 3-6 : DISTRIBUTION DES VALEURS DE TAILLE DE SUBSTRAT (A), DE PROFONDEUR (B) ET DE VITESSE (C) EN FONCTION DES DISTANCES DE PRISE DE MESURE AUTOUR DU POISSON, RESPECTIVEMENT DE GAUCHE A DROITE A 10 CM, 25 CM, 50 CM ET AU-DELA DE 50 CM.	48
FIGURE 3-7 : DISTRIBUTION DES VALEURS D'IQH CALCULEES POUR LES MESURES A L'EMPLACEMENT EXACT DU POISSON PUIS AUX DISTANCES DE PRISE DE MESURE DE 10, 25, 50 ET AU-DELA DE 50 CM AUTOUR DU POISSON.	49
FIGURE 3-8 : DISTRIBUTION DES POISSONS ET DES VALEURS D'INDICE DE QUALITE D'HABITAT CALCULES, EN FONCTION DES VARIABLES PHYSIQUES VITESSE, TAILLE DU SUBSTRAT ET PROFONDEUR, POUR DES MESURES PRISES DANS UN RAYON DE 50 CM AUTOUR DES INDIVIDUS.	50

FIGURE 3-9 : DISTRIBUTION DES EFFECTIFS DES POISSONS EN FONCTION DE LA VALEUR MOYENNE D'IQH DE L'HABITAT QU'ILS OCCUPAIENT, POUR DES MESURES PRISES DANS UN RAYON DE 50 CM AUTOUR DES INDIVIDUS.	50
FIGURE 3-10 : COURBES MEDIANES D'APU STANDARDISEE ET INTERVALLES DE CONFIANCES (IC) OBTENUE PAR BOOTSTRAP, DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) DECRIVANT L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR DIFFERENTS STADES DE VIE DU SAUMON ATLANTIQUE (JEUNES DE L'ANNEE (A), TACONS (B) ET ADULTES FRAYANTS (C)), POUR TESTER L'INFLUENCE DE L'ETENDUE GEOGRAPHIQUE DE CONNAISSANCES DES EXPERTS (NORD-AMERICAINS (AM) OU EUROPEEN (EU))	54
FIGURE 3-11 : COURBES MEDIANES D'APU STANDARDISEE ET INTERVALLES DE CONFIANCES (IC) OBTENUES PAR BOOTSTRAP, DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) DECRIVANT L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR DIFFERENTS STADES DE VIE DU SAUMON ATLANTIQUE (JEUNES DE L'ANNEE (A), TACONS (B) ET ADULTES FRAYANTS (C)), POUR TESTER L'INFLUENCE DE L'ORIGINE DES CONNAISSANCES DES EXPERTS (TRAVAIL DE TERRAIN OU TRAVAIL DE TERRAIN+LITTERATURE SCIENTIFIQUE)	56
FIGURE 3-12: COURBES MEDIANES D'APU STANDARDISEE ET INTERVALLES DE CONFIANCES (IC) OBTENUE PAR BOOTSTRAP, DE LA RIVIERE ROMAINE (CANADA) DECRIVANT L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR DIFFERENTS STADES DE VIE DU SAUMON ATLANTIQUE (JEUNES DE L'ANNEE (A), TACONS (B) ET ADULTES FRAYANTS (C)), POUR TESTER L'INFLUENCE DU SECTEUR D'EMPLOI DES EXPERTS (SECTEUR PRIVE OU SECTEUR PUBLIC).	57
FIGURE 1-1: TRAPEZOIDAL MEMBERSHIP FUNCTION, THE FOUR PARAMETERS DESCRIBING IT AND ITS EQUATION, ADAPTED FROM ADRIAENSSENS <i>ET AL.</i> (2006).	85
FIGURE 1-2 : EXAMPLE OF FUZZY SETS FOR THE FOUR VARIABLES "SUBSTRATE SIZE" (A), "VELOCITY" (B), "DEPTH" (C) AND "HABITAT SUITABILITY INDEX" (D), THEIR THREE CATEGORIES AND THEIR PARAMETERS.	86
FIGURE 1-3: IMPLICATION AND AGGREGATION IN FUZZY LOGIC SYSTEM, IN A FICTIONAL EXAMPLE FOR DEPTH=1M AND VELOCITY=1.6 M S-1, WHICH TRIGGER SIMULTANEOUSLY TWO FUZZY RULES: "IF DEPTH IS LOW AND IF VELOCITY IS MEDIUM, THEN THE HQI IS HIGH" AND "IF DEPTH IS LOW AND IF VELOCITY IS HIGH, THEN THE HQI IS MEDIUM".	87
FIGURE 1-4 : THE ROMAINE RIVER AND ITS WATERSHED.	88
FIGURE 1-5 : SPLINES OF NORMALIZED WUA CURVES IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR ATLANTIC SALMON SPAWNING HABITAT FOR EACH EXPERT (A) AND CURVES OF MEDIAN AND CONFIDENCE INTERVAL OBTAINED BY BOOTSTRAP (B).	92
FIGURE 1-6: SPLINES OF NORMALIZED WUA CURVES IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR ATLANTIC SALMON PARR REARING HABITAT FOR EACH EXPERT (A) AND CURVES OF MEDIAN AND CONFIDENCE INTERVAL OBTAINED BY BOOTSTRAP (B).	93
FIGURE 1-7 : SPLINES OF NORMALIZED WUA CURVES IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR ATLANTIC SALMON YOUNG-OF-THE-YEAR REARING HABITAT FOR EACH EXPERT (A) AND CURVES OF MEDIAN AND CONFIDENCE INTERVAL OBTAINED BY BOOTSTRAP (B).	94
FIGURE 1-8: SUMMARY OF MODELED NORMALIZED WUA FROM ABSENCE/PRESENCE DATA OF ATLANTIC SALMON YOUNG-OF-THE-YEAR (A) AND PARR (B) OF ROMAINE RIVER. SIGNIFICANT DIFFERENCES BETWEEN "PRESENCE"	

AND “ABSENCE” GROUPS ARE HIGHLIGHTED BY AN ASTERISK (TWO-SAMPLE TEST OF STUDENT, *P-VALUE*<0.05).
.....97

FIGURE 2-1: SPLINES OF NORMALIZED MEDIAN WUA CURVES AND CONFIDENCE INTERVALS (CI) OBTAINED BY BOOTSTRAP, IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR DESCRIBING HABITAT USE BY DIFFERENT LIFE-STAGES OF ATLANTIC SALMON, YOUNG-OF-THE-YEAR (A), PARR (B) AND SPAWNING ADULTS (C), TESTING THE INFLUENCE OF EXPERTS’ GEOGRAPHIC AREA OF EXPERIENCE (NORTH AMERICA AM OR EUROPE EU)..... 111

FIGURE 2-2: SPLINES OF NORMALIZED MEDIAN WUA CURVES AND CONFIDENCE INTERVALS (CI) OBTAINED BY BOOTSTRAP, IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR DESCRIBING HABITAT USE BY DIFFERENT LIFE-STAGES OF ATLANTIC SALMON, YOUNG-OF-THE-YEAR (A), PARR (B) AND SPAWNING ADULTS (C), TESTING THE INFLUENCE OF EXPERTS’ SOURCE OF KNOWLEDGE (FIELDWORK ONLY / FIELDWORK+ LITERATURE) 113

FIGURE 2-3 : SPLINES OF NORMALIZED MEDIAN WUA CURVES AND CONFIDENCE INTERVALS (CI) OBTAINED BY BOOTSTRAP, IN THE ROMAINE RIVER (CANADA) FOR DESCRIBING HABITAT USE BY DIFFERENT LIFE-STAGES OF ATLANTIC SALMON, YOUNG-OF-THE-YEAR (A), PARR (B) AND SPAWNING ADULTS (C), TESTING THE INFLUENCE OF EXPERTS’ INSTITUTIONAL POSITION (PRIVATE / PUBLIC POSITION) 115

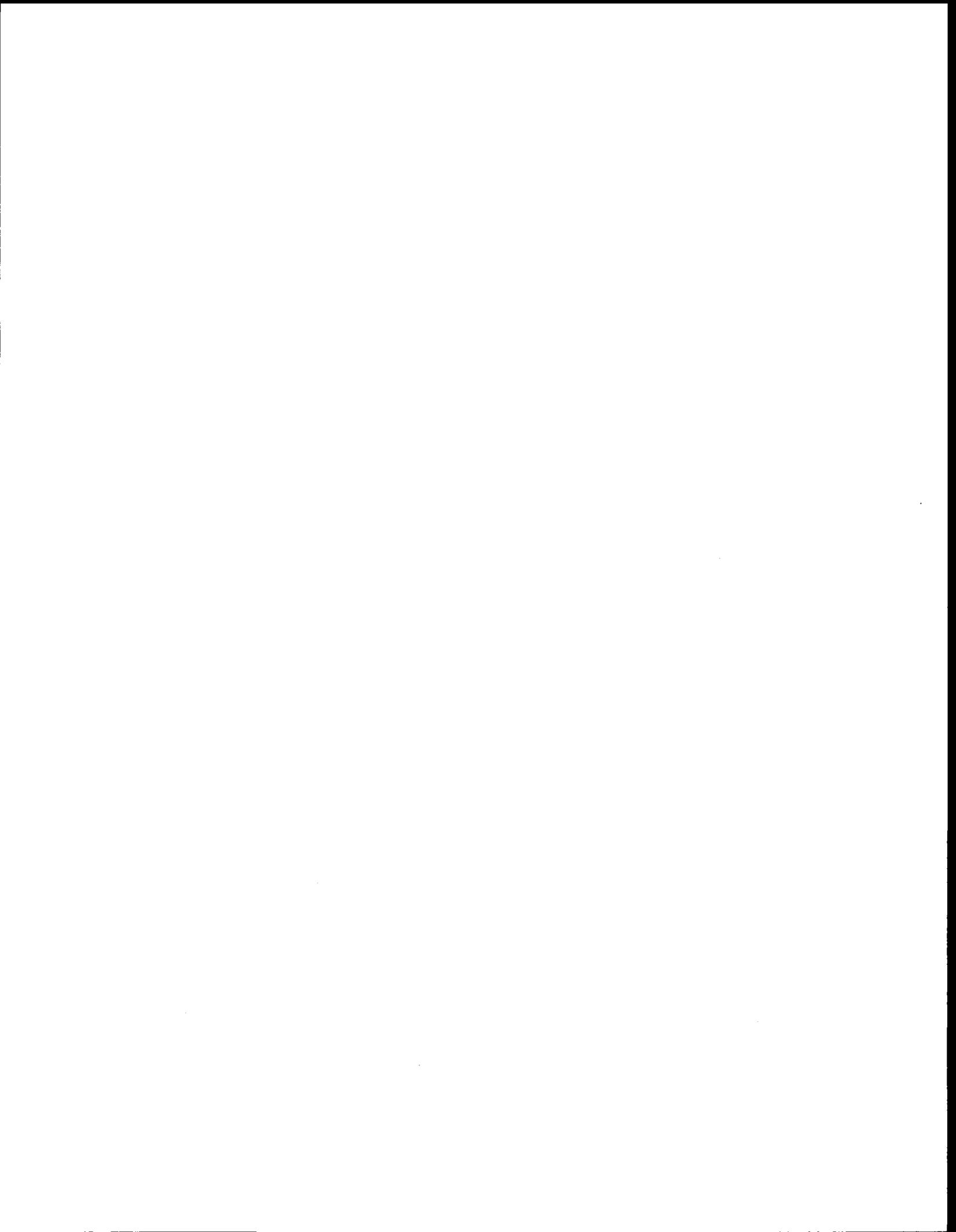
FIGURE 3-1 : LOCALIZATION MAP OF THE SAINTE-MARGUERITE RIVER (QUÉBEC), LITTLE SOUTHWEST MIRAMICHI RIVER AND ITS TRIBUTARY, CATAMARAN BROOK (NEW-BRUNSWICK) 124

FIGURE 3-2 : DISTRIBUTION OF SUBSTRATE SIZE (A), DEPTH (B) AND VELOCITY (C) MEASURES ACCORDING TO THE DISTANCE FROM THE FISH 127

FIGURE 3-3 : DISTRIBUTION OF MODELED HSI VALUES, ACCORDING TO FIVE INCREASING DISTANCES FROM THE FISH. 128

FIGURE 3-4 : DISTRIBUTION OF FISH AND CALCULATED HSI VALUES, ACCORDING TO PHYSICAL VARIABLES (VELOCITY, SUBSTRATE SIZE, DEPTH), FOR MEASURES TAKEN IN A RADIUS OF 50 CM AROUND THE FISH 129

FIGURE 3-5 : DISTRIBUTION OF FISH ACCORDING TO THE HSI VALUE OF THE HABITAT THEY OCCUPIED, FOR MEASURES TAKEN IN A RADIUS OF 50 CM AROUND THE FISH 130



LISTE DES ABBRÉVIATIONS

APU	AIRE PONDÉRÉE UTILE
IFIM	INSTREAM FLOW INCREMENTAL METHODOLOGY
IQH	INDICE DE QUALITÉ D'HABITAT
HEC-RAS	HYDROLOGIC ENGINEERING CENTERS RIVER ANALYSIS SYSTEM
HSI	HABITAT SUITABILITY INDEX
PHABSIM	PHYSICAL HABITAT SIMULATION SYSTEM
WUA	WEIGHTED USABLE AREA



**MODÉLISATION FLOUE DE L'HABITAT DU SAUMON
ATLANTIQUE *SALMO SALAR***

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE



1 INTRODUCTION

1.1 Introduction générale

Depuis qu'il est capable de les exploiter, l'homme a su utiliser les rivières et cours d'eau pour répondre à ses besoins : eau destinée à la consommation, navigation, utilisation industrielle, irrigation, production d'énergie hydroélectrique, traitement des effluents, ludisme, esthétisme, activités de pêche (Annear *et al.*, 2004). Mais à mesure de l'avancée des civilisations, la pression anthropique sur les cours d'eau s'est faite de plus en plus forte, jusqu'à devenir problématique : surexploitation, assèchement, pollution, eutrophisation ne sont que quelques conséquences connues de cette pression, avec des répercussions le plus souvent négatives sur les écosystèmes. On estime que 50 % des eaux de surfaces mondiales sont exploitées et que ce chiffre devrait dépasser les 70 % dans les 25 ans à venir (Caissie *et al.*, 2003). Aujourd'hui, les gestionnaires de ressources naturelles ont la difficile tâche de satisfaire au mieux les différents usagers des cours d'eau en s'assurant de la pérennité et de la protection des milieux naturels et de leur fonctionnement écologique, en particulier lorsque l'activité anthropique considérée a une influence forte et durable sur le cours d'eau. La modification des débits au niveau de structures de dérivation ou de contrôle des rivières, telles que les barrages, est un exemple de ces impacts aux conséquences environnementales importantes : ennoiment des écosystèmes terrestres, élimination ou atténuation de la turbulence, anoxie, sédimentation, obstacles à la migration, fragmentation, création d'habitat lentique, modification des habitats faunistiques et floristiques... (voir par exemple Nilsson *et al.*, 2005 ; Tiemann *et al.*, 2004). La substitution d'un débit modulé artificiellement à un débit naturel peut s'accompagner de modifications des habitats piscicoles, de plus grandes fluctuations de débits (débits de pointe en aval de barrages, par exemple), de la diminution de la surface mouillée ou de la vitesse du courant, de l'augmentation des amplitudes de variations de la température et de l'oxygène dissous... (Belzile *et al.*, 1997).

Ainsi, des outils d'analyse, de gestion et d'aide à la décision sont nécessaires pour évaluer les conséquences d'une modification du débit d'un cours d'eau sur son intégrité écologique. Les méthodes de calculs de débits peuvent être regroupées en trois grandes catégories :

1) les méthodes hydrologiques, qui s'appuient sur l'analyse statistique d'enregistrements hydrologiques sur une période donnée, sans tenir compte d'un biota particulier, mais en envisageant les besoins biologiques globaux du cours d'eau étudié (Caissie *et al.*, 1998; Caissie *et al.*, 2003; Ahmadi Nedushan *et*

al., 2006). Développées pour des zones géographiques spécifiques, ces méthodes sont difficilement exportables : les sites étudiés doivent absolument présenter des similitudes climatiques et hydrologiques avec les autres cours d'eau jaugés de ces zones.

2) les méthodes hydrauliques et géomorphologiques, qui tâchent de lier la quantité d'habitats disponibles au débit d'un site donné, via des données physiques du cours d'eau comme la profondeur, la vitesse du courant, la surface mouillée ou encore la granulométrie (Annear *et al.*, 2004). Ces méthodes ne nécessitent en revanche aucune donnée biologique. Bien qu'elles puissent être spécifiques à un site donné, elles ne fournissent pas de résultats pour une espèce donnée, ni pour une période spécifique de l'année (ex : Leclerc *et al.*, 1994; U.S. Army Corps of Engineers, 2002).

3) les méthodes biologiques, comprenant les méthodes d'habitats préférentiels, qui intègrent les facteurs hydrauliques, hydrologiques et écologiques, mais aussi les préférences et besoins biologiques d'une ou plusieurs espèces concernées à une ou plusieurs phases de leur cycle de vie afin d'établir une relation entre le débit et la quantité d'habitats disponibles (Belzile *et al.*, 1997; Caissie *et al.*, 2003; Leclerc *et al.*, 2003). Les méthodes d'habitat préférentiel nécessitent généralement des relevés de terrain précis concernant l'environnement physique (profondeur, vitesse du courant, substrat) et des connaissances des préférences d'habitats des espèces concernées. Le plus souvent, les modèles d'habitat sont développés pour une espèce ou un ensemble d'espèces d'importance économique, culturelle ou scientifique.

Certaines méthodes de modélisation d'habitat tâchent d'imiter le processus de raisonnement humain pour évaluer les conséquences d'une variation de débit, en se fondant sur la connaissance et le jugement d'experts. En effet, ces connaissances de chercheurs, consultants ou techniciens de terrain entre autres, peuvent être considérées à juste titre comme une immense base de données, constamment éprouvée et améliorée par l'expérience de terrain et la confrontation avec la littérature académique. Malgré la difficulté de recueillir les connaissances dites tacites et implicites (c'est-à-dire les connaissances difficiles ou impossibles à exprimer ; Nickols, 2000; Raymond *et al.*, 2010), ces connaissances peuvent être un complément précieux, grâce à la capacité de synthèse et d'intégration du cerveau humain (Fazey *et al.*, 2006). Cette approche peut s'avérer fort utile en particulier lorsque le système environnemental considéré est très complexe, les données de mesures rares ou manquantes, ou lorsque les théories formelles sont peu développées (Cheung *et al.*, 2005; Krueger *et al.*, 2012). La logique floue est une de ces méthodes se basant sur la connaissance d'experts (Zadeh, 1965; Salski, 1998; Sur, 1998). Les particularités de fonctionnement de cette logique la présentent comme une alternative aux méthodes de modélisation traditionnelles. En effet, elle s'en démarque sur plusieurs points : 1) l'utilisation dans le processus de traitement des données de variables définies par des catégories dites « linguistiques », c'est-à-dire dénommées par des mots, au lieu de valeurs précises ; 2) la possibilité pour une valeur mesurée

d'appartenir partiellement à deux catégories différentes d'une même variable simultanément ; 3) l'association entre les catégories des variables se faisant à l'aide de règles dites floues, sur le type « Si... Alors... ». Ces particularités seront détaillées et expliquées avec des exemples dans le chapitre consacré à la logique floue. De par ce fonctionnement particulier, la logique floue possède intrinsèquement la capacité de gérer les incertitudes, d'utiliser des données incertaines, imprécises ou manquantes, et d'associer des informations d'origines différentes.

Une étude de faisabilité de modélisation floue des habitats du stade tacon et du stade adulte frayant du saumon atlantique *Salmo salar* avait été menée par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), sur lequel s'appuie cette thèse. Elle s'inscrit en effet dans un objectif principal d'amélioration et d'expansion des modèles flous existants à travers 1) la modélisation d'un stade de vie du saumon qui n'avait pas été considéré par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), le stade jeune de l'année ; 2) l'intégration d'un plus grand nombre d'experts ; 3) le calcul des incertitudes inhérentes aux modèles développés, 4) la validation partielle des modèles développés, 5) l'étude de l'influence des expériences personnelles des experts dans ce type de modélisation et 6) la détermination de la distance optimale de prise de mesures des variables d'habitat autour du poisson pour améliorer les prédictions du modèle.

1.2 Structure du document

La présente thèse est structurée selon le format d'une thèse par articles prescrit par le Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE).

Un premier chapitre sera consacré à une synthèse des travaux réalisés, ayant pour objectif de présenter la démarche scientifique et de résumer les études publiées. Ce chapitre fera dans un premier temps une mise en contexte de l'étude et exposera ses objectifs. Une seconde partie portera sur la méthodologie employée afin d'atteindre ces objectifs. La présentation des résultats saillants de l'étude constituera la troisième partie. Enfin, la quatrième partie de ce chapitre discutera ces résultats et conclura sur les possibilités ouvertes par notre projet.

Le second chapitre sera constitué des articles publiés ou soumis. Chacun d'entre eux sera introduit par un résumé en français, présentera la nature des contributions de chacun des auteurs, puis sera retranscrit tel qu'il fut publié ou soumis.

Enfin, les références bibliographiques ainsi que les annexes seront présentes à la fin du document.

1.3 Le saumon atlantique *Salmo salar*

Le saumon atlantique (*Salmo salar* L.), grand migrateur anadrome, est un poisson aux intérêts économiques, culturels, scientifiques et sportifs importants. Ainsi, les études à son sujet sont nombreuses, particulièrement sur son habitat et ses besoins à différents stades de vie.

1.3.1 Répartition géographique

Le saumon, excellent nageur, vit dans les rivières, lacs et mers de la zone tempérée et tempérée froide de l'hémisphère nord (Guéguen *et al.*, 1994): on le trouvait donc dans tous les pays baignés par l'océan Atlantique situés au nord du fleuve Hudson (États-Unis) et du fleuve Miño (Portugal), incluant la mer Baltique et se prolongeant jusqu'à la péninsule de Kola (Russie). Au Canada, on le retrouve depuis l'entrée de la Baie de Fundy jusqu'à Nain, au Labrador, ainsi que dans la baie d'Ungava. Après un nombre variable d'années en eau douce, la plupart des saumons descendent en mer rejoindre des aires d'engraissement où se poursuit leur développement, parfois à plusieurs milliers de kilomètres de leur rivière de naissance. Trois grandes aires d'engraissement ont été répertoriées dans l'Atlantique : à l'ouest du Groenland, au nord des îles Féroé et la mer de Norvège (Davaine *et al.*, 1994).

1.3.2 Menaces et déclin

Les captures de saumons se sont faites de plus en plus importantes au cours du temps. L'importance de celles réalisées sur les aires d'engraissement de l'ouest du Groenland devint telle qu'elle conduisit à la création en 1984 de l'Organisation pour la Conservation du Saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN-NASCO), regroupant le Canada, l'Union Européenne, les États-Unis, la Norvège, la Russie, le Danemark et 33 organismes non gouvernementaux (POC FOC, 2011). Mais malgré une réduction drastique des captures, l'imposition de quotas de pêche et l'interdiction de la pêche commerciale dans certaines zones telles que les eaux territoriales du Canada, un déclin est toujours visible, en Europe comme en Amérique du Nord (Klemetsen *et al.*, 2003). La perte d'habitat d'eau douce, nécessaire au développement du poisson, est l'une des principales raisons actuelles du déclin du stock de saumon atlantique (Heggenes *et al.*, 1995), en synergie morbide avec les contaminations résultantes des développements industriels, urbains et agricoles, et la présence d'obstacles difficilement franchissables qui réduisent la distribution des saumons dans les cours d'eau et l'utilisation de zones potentiellement propices à son développement (Gibson, 1993; Bardonnnet *et al.*, 2000).

1.3.3 Biologie, écologie et cycle de vie en rivière

Au cours de sa vie, le saumon atlantique passera une partie de son cycle en eau douce et l'autre partie en mer (Fig.1-1). La phase juvénile (stade alevin et tacon, respectivement *Fry* et *Parr* en Anglais) et la phase adulte frayant (*Breeding pair*) sont deux phases relativement sédentaires du saumon : la première nécessite un habitat favorable pour la croissance et l'alimentation du jeune saumon, alors que la seconde phase requiert un habitat favorable à la ponte et à la survie des œufs. Ainsi, les préférences des conditions environnementales varient d'un stade à l'autre, en fonction des besoins et de la condition des individus. Un récapitulatif des préférences d'habitats d'alimentation estivaux diurnes des jeunes de l'année et des tacons, puis celles d'habitat de reproduction des adultes constituera la suite de ce document.

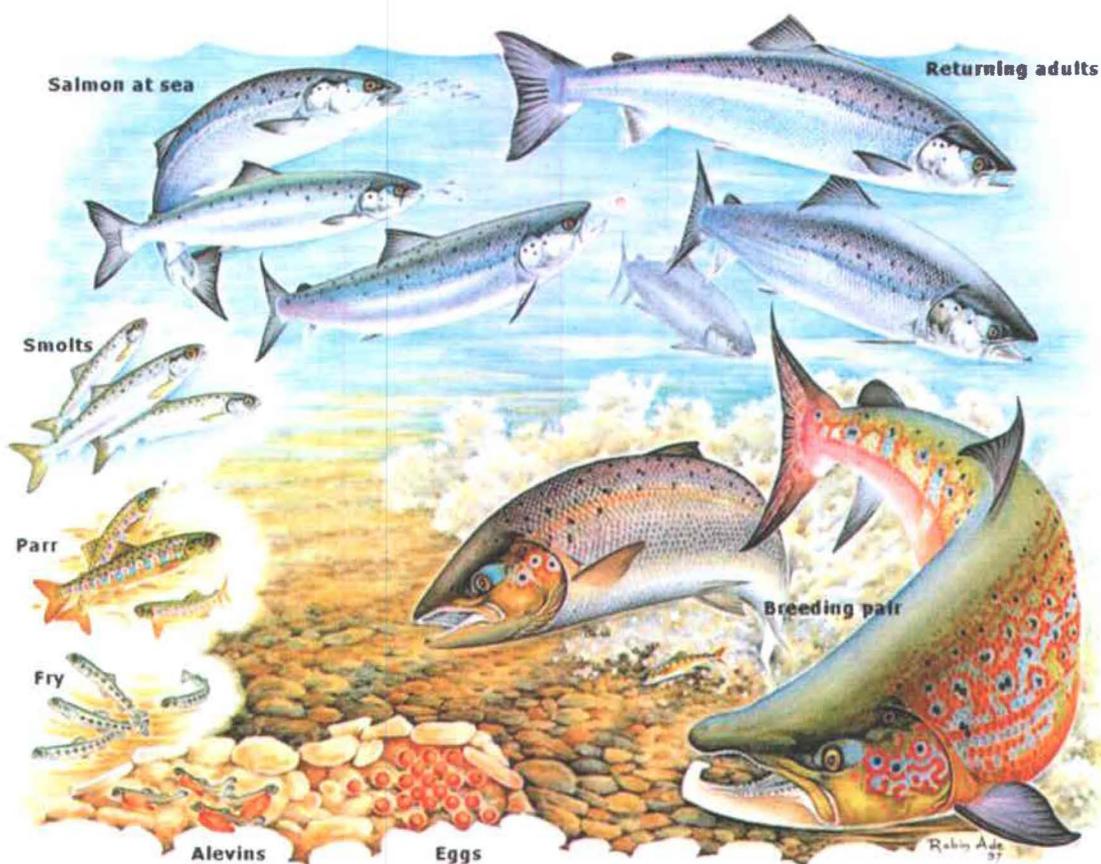


Figure 1-1 : Cycle du Saumon Atlantique (avec l'aimable autorisation d'Atlantic Salmon Trust et de Robin Ade)

1.3.3.1 Le stade alevin ou jeune de l'année

- *Description du stade*

Selon les latitudes et les régimes thermiques des rivières, ce stade débute à l'émergence (le plus souvent en mars-avril) et se termine au printemps ou au début de l'été suivant. Cette phase critique correspond à la sortie des alevins des graviers de la frayère, généralement la nuit. Contrairement à l'éclosion, quasi synchrone pour les œufs d'une même ponte, l'émergence peut s'étaler sur plusieurs jours, puisqu'elle est déterminée par l'épuisement des réserves vitellines, lui-même sous l'influence des conditions de vie de chaque individu (Heland *et al.*, 1995). À ce stade, les jeunes saumons, mesurant de 25 à 29 mm, effectuent leurs premières sorties en eau libre pendant la nuit, passent de la nourriture endogène des réserves vitellines à la nourriture exogène, principalement des invertébrés aquatiques emportés par le courant (Stradmeyer *et al.*, 1987). Cette phase de post-émergence est critique pour les juvéniles, où un grand nombre dévalent immédiatement à une petite distance de la frayère (Beall, 1994), une seconde vague de dévalaison ayant lieu 1 mois après en rapport à l'augmentation de la taille des territoires (Gibson, 1993; Bardonnnet *et al.*, 2000). Selon les conditions environnantes et sa condition physique, le jeune saumon va se placer au meilleur endroit possible pour se maintenir dans le courant en minimisant son effort de nage, en général à l'abri d'un obstacle en profitant de la réduction de la vitesse du courant due à la friction de l'eau sur le substrat (Gibson, 1993), mais en optimisant la capture de proies dérivantes (Heland *et al.*, 1995). Les juvéniles vont alors dessiner une mosaïque territoriale, les dominants empiétant sur le territoire des dominés qui, confinés à des postes médiocres, mourront, iront coloniser d'autres sites ou modifieront leurs comportements pour résister à la compétition (Roy *et al.*, 2013).

- *Aires d'alimentation des jeunes de l'année*

Les préférences d'habitat des jeunes de l'année, en termes de vitesse, de profondeur ou de taille de substrat, sont relativement connues, mais beaucoup moins documentées que ne le sont les préférences des tacons ou des adultes en période de reproduction. De plus, leur croissance rapide sur une année affecte notablement leurs préférences d'habitat, rendant difficile une définition précise des « préférence d'habitat du jeune de l'année ». Keenleyside (1962), cité par Gibson (1993), fut le premier à décrire l'habitat des saumons juvéniles, notant que les jeunes de l'année étaient plus abondants dans les sections de rivière de 5 à 30 m de large, à des profondeurs inférieures à 50 cm, dans les rapides à fond de cailloux et de graviers.

Leur habitat préférentiel consisterait en un lit de graviers et de cailloux, de 16 à 64 mm de diamètre (Symons *et al.*, 1978; Gibson, 1993; Heland *et al.*, 1994), voire de galets (Dumas *et al.*, 1994).

Les estimations des préférences concernant les vitesses du courant sont plus variables selon les auteurs. Selon les études de Symons et Heland (1978), les densités les plus fortes de jeunes de l'année se retrouveraient dans les zones où la vitesse de courant égale 50 à 65 cm. s⁻¹, puis elles diminuent de part et d'autre de cette fourchette de valeur. Ces valeurs sont légèrement supérieures à celles apportées par d'autres articles, dont six cités par Girard *et al.* (2004), où la gamme de préférences se situerait entre 10 et 60 cm. s⁻¹. Selon Dumas et Prouzet (1994), le juvénile préfère des courants supérieurs à 35-40 cm/s. La revue d'Heggenes *et al.* (1999) rapporte que les jeunes de l'année se retrouvent dans des courants de surface de 10 à 70 cm. s⁻¹, avec une préférence pour les vitesses de courant de surface de 20 à 65 cm. s⁻¹, et évitant les zones de faibles courants (<5-10 cm. s⁻¹). Cependant, à l'échelle du microhabitat, les jeunes de l'année sélectionnent des faibles vitesses de courant de fond (0-20 cm. s⁻¹) afin d'économiser l'énergie nécessaire au maintien de la position. Enfin, la sélection de la vitesse du courant est moins dépendante de l'âge que ne l'est celle de la profondeur (Heland *et al.*, 1994).

En dernier lieu, la gamme de profondeur choisie par les jeunes de l'année est relativement consensuelle, entre 10 et 40 cm (Symons *et al.*, 1978; Gibson, 1993; Dumas *et al.*, 1994; Heggenes *et al.*, 1999; Girard *et al.*, 2004). Les jeunes de l'année sont plus abondants dans les zones peu profondes (< 25 cm), mais peuvent se retrouver dans des zones de plus de 100 cm de profondeur, en évitant les sites trop peu profonds, qui limiteraient la section de rivière utilisable pour la recherche de nourriture, tout en les rendant plus vulnérables aux prédateurs (Girard *et al.*, 2004).

La ségrégation des stades de vie se ferait principalement en fonction de la profondeur et du substrat, et non par la vitesse du courant (Symons *et al.*, 1978) : lorsque les conditions le leur permettent, les juvéniles inférieurs à 6 à 7 cm préféreront des fonds peu profonds et granuleux (Dumas et Prouzet, 1994 ; Heland et Dumas, 1994). Au-delà de 7 cm, ils rejoindront leurs congénères plus âgés dans des zones plus profondes : c'est à partir de cette taille que les jeunes saumons peuvent avoir des interactions agressives dans la compétition territoriale (Heland *et al.*, 1994). Au final, le choix de l'habitat se base sur une multitude de facteurs : par exemple, Bardonnnet et Baglinière (2000), citant deux articles de Heggenes et collaborateurs (1995; 1999), notent que les différences de sélection d'habitats entre jeunes de l'année et tacons ne sont pas clairement apparentes en absence de compétition, et qu'en cas de compétition intra ou interspécifique ou de prédation, les jeunes saumons démontrent une grande flexibilité dans leurs sélections, en particulier pour ce qui est de la profondeur.

1.3.3.2 Le stade tacon

- *Description du stade*

Le stade tacon (*parr* en anglais) dure du premier été jusqu'au début de la smoltification, qui est le processus au cours duquel le jeune saumon va acquérir les adaptations nécessaires à la vie en milieu marin. Dépendant de la température et de la latitude, ce stade dure de 1 à 2 ans le plus généralement, jusqu'à 8 ans (Heland *et al.*, 1994). Sur le plan de la forme et de la coloration, les tacons ressemblent aux jeunes truites communes et sont alors faciles à confondre, mais le jeune tacon a une forme plus élancée et hydrodynamique. De plus, il est pourvu de marques latérales sombres et contrastées. On le distingue aussi par d'autres critères tels que l'échancrure de la nageoire caudale, la longueur des nageoires pectorales ou la position de l'œil. Ce stade est un stade de croissance, le tacon vivant sur un territoire qu'il défend et sur lequel il chasse les invertébrés dérivants. Il est à noter que certains tacons précoces participeront au frai, le plus généralement des mâles, ayant alors la capacité de féconder une partie des œufs du nid (Beall, 1994).

- *Aires d'alimentation des tacons*

Les tacons occupent généralement les zones de courants rapides où ils se tiennent près du fond, au contact du substrat, souvent à granulométrie grossière. L'occupation de ces zones de courants situées dans le cours principal de la rivière résulte de facteurs morphodynamiques et comportementaux.

Les préférences de substrat dépendent de la taille du tacon et font relativement consensus : les petits tacons vont préférer des lits de cailloux et de galets de 16 à 256 mm (Bagliniere *et al.*, 1987; Heggenes *et al.*, 1999) alors que les plus gros tacons, tolérant une plus large gamme de conditions d'habitat, seront plus abondants dans des substrats de galets et de blocs, de 64 à 512 mm (Dumas *et al.*, 1994; Heggenes *et al.*, 1995; Heggenes *et al.*, 1999; Armstrong *et al.*, 2003). Les substrats ayant un diamètre inférieur à 16 mm sont largement évités par les juvéniles (Heggenes *et al.*, 1995).

Les gammes de vitesses choisies par les tacons sont comparables à celles des jeunes de l'année, bien que légèrement plus étendues (Heland *et al.*, 1994) : les tacons peuvent se retrouver régulièrement à des vitesses plus importantes, jusqu'à 50 à 65 cm. s⁻¹ (Symons *et al.*, 1978; Dumas *et al.*, 1994). Ils évitent les courants supérieurs à 100 cm. s⁻¹, (Heggenes *et al.*, 1995) mais se retrouvent aussi dans des zones à faible courant, inférieur à 20 cm. s⁻¹. Les préférences varient d'une étude à l'autre, mais restent dans des gammes comparables : 5-15 cm. s⁻¹ en période estivale pour les plus faibles valeurs (Debowski *et al.*, 1995), alors que d'autres études parlent de vitesses comprises entre 20 et 65 cm. s⁻¹ pour la plupart (Heggenes *et al.*, 1995; Heggenes *et al.*, 1999; Armstrong *et al.*, 2003). Cependant, en cas de forte compétition intra ou interspécifique, leur profil hydrodynamique leur permet d'utiliser les zones de courant à fond graveleux (Heland *et al.*, 1994).

La plupart des études montrent que les tacons ont pour préférence des profondeurs supérieures à 20-30 cm (Symons *et al.*, 1978; Gibson, 1993; Dumas *et al.*, 1994; Heland *et al.*, 1994) en évitant les zones trop profondes (> 2 m selon Heggenes *et al.* (1995) 40 cm selon Baglinière *et al.* (1987)). Cependant, à l'instar du substrat, les profondeurs utilisées par les tacons seraient corrélées avec la taille des poissons, les petits tacons semblant préférer des profondeurs inférieures à 25 cm (Heggenes *et al.*, 1995). Certains résultats peuvent aussi s'avérer contradictoires, contradiction sans doute due à la confusion entre la taille des poissons et leur classe d'âge. La sélection d'une niche par le tacon dépend surtout de sa taille, en lien avec les rapports de dominance sociale, de compétition intra et interspécifique, des besoins individuels et des capacités du tacon à conserver sa position. Ils ont la capacité d'utiliser une large gamme de profondeur, voire même des habitats atypiques : bassin profond, estuaires et habitats lacustres, qui feraient par ailleurs partie d'une stratégie de croissance (Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003; Klemetsen *et al.*, 2003).

Il est à noter que d'autres facteurs interviennent dans le choix de l'habitat. Ainsi, à des températures inférieures à 9 °C, les tacons trouveront le plus souvent refuge dans les rapides à substrat grossier alors qu'à 24°, ils seront peu nombreux dans les rapides et se retrouveront dans les mouilles (Gibson, 1993).

1.3.3.3 La phase adulte, le retour et la reproduction

- *Description du stade*

La diadromie, c'est-à-dire la migration entre eau douce et eau marine, est un avantage évolutif pour le saumon, qui dévale vers la mer pour pouvoir croître lorsque le cours d'eau d'origine, exigü et relativement peu productif, ne suffit plus à soutenir la population de saumons. Le tacon va subir de profonds changements physiques, biologiques et comportementaux destinés à le rendre apte à survivre en milieu salé avant de dévaler vers la mer, devenant un « smolt » (Boeuf, 1994). Durant la période de vie marine, les saumons vont croître de façon importante et atteindre la maturité sexuelle, avant de rejoindre leur rivière d'origine pour frayer : c'est le phénomène de « retour » ou « homing », rendu possible par une capacité olfactive extrêmement développée (Saglio, 1994). Cependant, il arrive que certains individus ne retrouvent plus l'estuaire de leur rivière d'origine et se hasardent à remonter un cours d'eau qui leur est inconnu. C'est le phénomène de divagation, qui a permis et permet la colonisation de rivières vierges de saumons (Vibert, 1994).

Selon les latitudes et les pays, la fraie s'étend d'octobre à janvier principalement la nuit. Le comportement sexuel est constitué de séquences comportementales stéréotypées, telles que la cour du mâle, le creusement du nid par la femelle ou encore l'émission de gamètes par les deux partenaires (Beall, 1994). La femelle établit sa frayère en créant une dépression dans le gravier de 20 à 30 cm de profondeur,

de 50 à 80 cm de diamètre, présentant dans le fond des cailloux de 7 à 10 cm de diamètre. Les frayères ne doivent comporter qu'un faible pourcentage d'éléments fins qui risqueraient, en grande quantité, de colmater les interstices et donc provoquer l'asphyxie des œufs et des alevins. Au moment propice, les géniteurs vont émettre leurs gamètes simultanément. Certains tacons matures précocement, qu'on peut désigner comme des « satellites », participent à la reproduction en fécondant minoritairement les œufs. Après le frai, le mâle s'éloigne et la femelle va recouvrir les œufs d'un dôme de graviers en creusant légèrement en amont et sur les côtés, créant une nouvelle dépression. Le cycle de reproduction recommence ainsi trois à neuf fois jusqu'à enfouissement de l'ensemble des œufs. Selon la taille, une frayère peut contenir de 2 à 10 poches d'œufs espacées d'une cinquantaine de centimètres (Beall, 1994).

Les survivants de la période de reproduction, appelés « kelt », « saumon noir » ou « saumon de descente » vont prendre du repos dans des zones profondes, ou dévaler jusqu'à la mer, et pourront éventuellement prendre part à la saison de reproduction l'année suivante (Bardonnet *et al.*, 2000).

- *Descriptions des frayères*

Le frai a lieu dans des sites favorables, du haut de la zone intertidale pour les petites rivières côtières jusqu'aux sources des plus grands cours d'eau (Bardonnet *et al.*, 2000). Typiquement, une frayère de salmonidés est située dans une zone d'accélération du courant, juste en amont d'un radier et à proximité d'un profond, d'une mouille ou d'une cache permettant le repos, le grand axe aligné dans le sens du courant. Les frayères sont établies à des profondeurs comprises entre quelques dizaines de centimètres et plusieurs mètres, en fonction des conditions de courant, et constituées d'un substrat grossier de galets et de graviers à travers lequel l'eau peut circuler par percolation (Heland *et al.*, 1995). En effet, la qualité des frayères va jouer un rôle prépondérant dans la survie des œufs, en particulier par rapport au colmatage des graviers, mais aussi par rapport au débit, à cause de l'action destructive des crues ou les risques d'exondation en période d'étiage (Beall, 1994).

Les particules constitutives de la frayère sont hétérogènes et plutôt grossières, permettant une bonne circulation de l'eau dans les interstices du substrat. Le dôme sous lequel les œufs sont enfouis provoque une accélération du courant et crée une turbulence qui permet l'oxygénation du milieu interstitiel du dôme (Beall, 1994). Selon Bardonnet et Baglinière (2000) et Gibson (1993), citant Elson (1975), le substrat utilisé est principalement composé d'éléments grossiers, allant du gravier au galet, à une profondeur de 20-30 cm et dans un courant de 40 à 50 cm. s⁻¹. Moir *et al.* (2005) donnaient comme valeurs de préférence de 2 à 64 mm pour le substrat. Peterson (1978, cité par Gibson, 1993) avait décrit les proportions moyennes des diverses particules dans une frayère : galets (22,2-256 mm) 40-60% ; cailloux (2,2-22,2 mm) 40-50% ; sable grossier (0,5-2,2 mm) 10-15% et sable fin (0,06- 0,5 mm) 0-3%.

Les vitesses de courants sur les frayères varient de 0,15 à 1 m. s⁻¹, avec une moyenne de l'ordre de 0,5 m/s. Selon Moir *et al.* (2005), les préférences de vitesses de courant pour la reproduction s'étendraient de 0,15 à 1,3 m. s⁻¹ avec un maximum aux alentours de 0,6 m. s⁻¹. Les vitesses de courant inférieures à 35 cm. s⁻¹ ou supérieures à 80 cm. s⁻¹ ne sont pas utilisées (Armstrong *et al.*, 2003). Gibson (1993), dans sa revue de littérature sur ce sujet, cite Jones (1959) qui observait un arrêt de la reproduction pour des vitesses de courant réduites à 5-8 cm. s⁻¹, alors que Crisp et Carling (1989) observaient une vitesse limite inférieure à 15-20 cm. s⁻¹. Globalement, le choix de la vitesse du courant dépendra de la taille et de l'endurance physique de la femelle (Armstrong *et al.*, 2003).

Enfin, la profondeur ne devrait pas être inférieure à la hauteur de l'adulte et serait en moyenne de 50 cm dans les rivières norvégiennes, 25 cm dans les rivières écossaises et 38 cm dans les rivières canadiennes (Armstrong *et al.*, 2003). Les valeurs préférentielles s'établiraient de 5 à 55 cm, avec un maximum à 20 cm (Moir *et al.*, 2005).

1.3.4 Les méthodes de modélisation de l'habitat du poisson

De nombreuses méthodes permettant de lier les conditions physiques de l'habitat à la distribution des espèces et d'évaluer la qualité de l'habitat existent (Ahmadi Nedushan *et al.*, 2006). Parmi ces méthodes se retrouvent les modèles d'habitats qui consistent à simuler les conditions de l'environnement en fonction du débit et à évaluer la capacité d'accueil potentielle de l'environnement, via des courbes de préférences des espèces considérées. Quatre modèles, applicables à l'habitat du saumon atlantique, sont présentés ici : PHABSIM, HABSCORE, Estimhab et CASiMiR.

1.3.4.1 PHABSIM

Selon Caissie et El-Jabi (2003), PHABSIM (Physical Habitat Simulation) est l'outil de modélisation d'habitat le plus populaire et le plus largement utilisé. Issue de la méthodologie IFIM (Instream Flow Incremental Methodology; Bovee *et al.*, 1998), cette méthodologie serait, selon Belzile et ses collaborateurs (1997), la technique la plus utilisée, la plus précise et dont l'utilisation est conseillée lors d'enjeux conséquents.

PHABSIM se présente sous la forme d'un programme informatique (US Geological Survey, 2001) dont l'objectif est de lier les préférences d'habitat d'une espèce aux caractéristiques hydrologiques du cours d'eau (tels que la profondeur, la vitesse du courant et le substrat) via des modèles hydrauliques à une dimension afin d'obtenir des courbes de préférences et de prédire la quantité d'habitats potentiels sous la forme d'Aire Pondérée Utile (APU). Une APU est une unité de surface d'habitat pondérée par la qualité de cet habitat : une grande surface de faible qualité aura ainsi une APU similaire à une faible surface

d'excellente qualité, donnant ainsi un indice d'habitat potentiellement utilisable par l'organisme sur l'ensemble de la section considérée. Son utilisation pour parvenir à des recommandations de débits réservés pour les salmonidés est particulièrement fréquente (Johnson *et al.*, 1995; Barber *et al.*, 2001; Kleinschmidt, 2002; Hatfield *et al.*, 2011). Par exemple, PHABSIM a été utilisé au Royaume-Uni sur l'habitat de reproduction du saumon atlantique, démontrant une bonne adéquation entre le calcul de la qualité d'habitat et le positionnement des nids du saumon atlantique à partir des données de vitesse, de profondeur et de substrat (Moir *et al.*, 2005).

Cependant, PHABSIM a été critiqué pour des raisons aussi bien biologiques que physiques : la difficulté d'établir une relation entre des APU et la réponse d'une population (Bourgeois *et al.*, 1996), la focalisation sur une seule espèce ou un seul stade de vie, et l'utilisation de modèles hydrauliques unidimensionnels qui, par définition, ne peuvent représenter précisément les distributions des vitesses du courant dans la rivière (Stewart *et al.*, 2005). Par ailleurs, les indices de qualité d'habitat utilisés par les modèles PHABSIM sont définis pour un site particulier et sont donc difficilement transférables d'un cours d'eau à l'autre sans amenuiser la justesse des résultats (Moir *et al.*, 2005). Enfin, le modèle ne prédit pas les effets du débit dans les changements morphologiques du canal (Annear *et al.*, 2004).

1.3.4.2 Estimhab

Estimhab (ESTIMATION de l'impact sur l'HABitat aquatique de la gestion des cours d'eau) est une méthodologie proposée en 2002 par le CEMAGREF (Sabaton, 2003).

Estimhab produit des courbes d'Aire Pondérée Utile à partir d'étude de transects avec relevés de largeur de lit mouillé, de hauteurs d'eau et de taille de substrat, mais sans nécessiter de levées topographiques et de calage de ligne d'eau (Souchon *et al.*, 2003). À l'instar du principe du PHABSIM, la méthode se base sur des courbes de préférences d'habitats de 24 espèces piscicoles liées ensuite aux conditions environnementales, telles que les débits, les profondeurs, les tailles de substrat (Lamouroux *et al.*, 2002a). La particularité d'Estimhab, en revanche, est de travailler aussi sur des guildes, c'est-à-dire des groupes d'espèces se comportant de façon semblable vis-à-vis de l'habitat (Lamouroux *et al.*, 2002b).

Cependant, cette méthode se limite strictement à la simulation de valeurs d'habitat en fonction du débit, sans analyse de la cartographie fine du secteur étudié (Sabaton, 2003). De plus, sa validité se limite aux cours d'eau de climats tempérés à morphologie naturelle ou peu modifiée, et aux profondeurs ne dépassant pas 2 m. Enfin, les modèles développés sont directement reliés aux préférences d'habitats pour 24 espèces de poissons et construits à partir du logiciel Evha, dont le fonctionnement demandait une campagne de mesures topographiques et hydrauliques pour des résultats très similaires (irstea, 1995).

1.3.4.3 HABSCORE

HABSCORE, développé originalement pour le pays de Galle puis étendu à la Grande-Bretagne, est un système destiné à mesurer et à évaluer les caractéristiques des habitats des salmonidés, basé sur une série de modèles statistiques empiriques mettant en rapport la taille de population de 5 stades de vie/espèces de salmonidés (Saumon 0+, Saumon >0+, Truite 0+, Truite >0+ <20 cm, Truite >0+ >20 cm) et les variables de l'habitat, parmi lesquels des données du bassin versant, la morphologie du chenal et son hydrologie et le microhabitat physique, biologique et chimique (Barnard *et al.*, 1995).

HABSCORE permet d'obtenir une estimation des populations attendues à un site donné (Habitat Quality Score), et du degré d'utilisation de l'habitat (Habitat Utilisation Index) pour chacune des combinaisons stade vie/espèces. Les performances de ce modèle s'avèrent bonnes dans son aire d'application (Milner *et al.*, 1993; Milner *et al.*, 1995; Milner *et al.*, 1998), particulièrement pour les jeunes saumons de l'année (Armstrong *et al.*, 2003). Malheureusement, son efficacité est plus relative pour les saumons de plus d'un an, sans doute parce qu'il ne prend pas en compte certaines caractéristiques de l'habitat importantes pour le groupe.

1.3.4.4 CASiMiR

CASiMiR (Computer Aided SIMulation Model for Instream flow and Riparia) est un ensemble de modules permettant la simulation d'habitat en rivière, développé dans les années 90 à l'Université de Stuttgart par Jorde *et al.* (2001), basé sur la logique floue. CASiMiR a été adapté pour prendre en compte 4 facteurs abiotiques : la profondeur, la vitesse du courant, le type de substrat et la couverture de végétation aquatique, pour produire des Aires Pondérées Utiles. Le module CASiMiR-fish permet d'évaluer les conditions d'habitat le long des cours d'eau et de ses berges et d'obtenir des cartographies de la section envisagée. Cependant, il faut fournir au logiciel les données géomorphologiques du cours d'eau et définir les ensembles et règles flous pour obtenir des résultats (Schneider *et al.*, 2012).

1.4 La logique floue

1.4.1 Historique et concept

Le concept de logique floue a été défini en 1965 Par Lotfi Zadeh (1965), de l'université de Californie, Berkeley, comme une extension de la logique booléenne pour représenter des connaissances imprécises ou incertaines, et décrire le comportement de systèmes trop complexes, mal définis, ou difficilement analysables mathématiquement (Zadeh, 1965; Mamdani, 1977; Daunicht *et al.*, 1996; Shepard, 2005). De

nos jours, la logique floue se retrouve dans de nombreuses applications industrielles et scientifiques (Chevrie *et al.*, 1998; Ghosh *et al.*, 2006).

Elle présente plusieurs particularités comparativement à d'autres méthodes de modélisation. La première de ces particularités est d'utiliser des termes approximatifs plutôt que des valeurs précises pour qualifier une variable (dite *variable linguistique*), ce qui l'approche de la manière humaine de penser et de s'exprimer (Zadeh, 1965). Au lieu de valeurs précises objectives, le langage va utiliser des termes subjectifs et imprécis : les objets sont proches, la surface est petite, l'objet est lourd. Tout le monde a une conception des termes « proche », « petit », « lourd », mais l'amplitude des valeurs recouvertes par chaque terme diffère d'une personne à l'autre, représentative de l'ambiguïté et de la relativité de nos pensées et conceptions. Il est cependant possible d'utiliser ces données imprécises, car la représentation de chaque terme est relativement similaire d'un être humain à l'autre (Mamdani, 1977). La seconde particularité de cette logique est de permettre à un élément d'appartenir partiellement à deux catégories différentes, contrairement à la logique traditionnelle : en plus de pouvoir être ou lourd ou léger, un objet pourra être à la fois mi- léger et mi-lourd ; on dirait qu'il a un poids moyen, terme flou.

Une fois les variables et les catégories définies, la logique floue va lier les variables, certaines expliquant d'autres, sur l'exemple de la règle suivante, dite règle floue : SI X est x ET SI Y est y, alors Z sera z (avec X, Y et Z les variables, et x, y et z une de leurs catégories respectives). La logique floue permet, en intégrant les différences d'appréciation des catégories de variables liées les unes aux autres, de faire une synthèse efficace et représentative d'un grand nombre d'avis ou de connaissances et de servir ainsi d'aide à la décision (Shepard, 2005). En effet, cette logique se base sur des connaissances d'experts, dans le sens de personne ayant une connaissance précise à un problème donné. Il faut différencier un expert *sensu stricto*, c'est-à-dire quelqu'un capable de donner une opinion sur la signification d'un fait, et un intervenant (« stakeholder »), quelqu'un qui peut donner un avis sur un fait, mais non sur sa signification (A.M.G. Cornelissen *et al.*, 2002).

1.4.2 La logique floue en écologie

Les données environnementales présentent des particularités qui les rendent tout à fait adéquates pour l'utilisation de la logique floue dans leur traitement (Salski, 1992; Salski, 1998) :

- Les ensembles de données peuvent être de tailles particulièrement grandes (longues séries chronologiques, données spatiales à haute résolution...)
- Des hétérogénéités sont observables dans les données, car provenant de sources différentes : informations « objectives » (mesures...) et « subjectives » (connaissances d'experts, évaluations...).

- Les mesures d'un paramètre écologique permettent d'avoir une estimation, et non la valeur précise du paramètre (ex : le nombre de poissons dans un lac)
- Des incertitudes existent dans les données, provenant de la présence de variables aléatoires, de données incomplètes ou inexactes, d'estimations approximatives à cause de contraintes techniques ou budgétaires, d'informations qualitatives plutôt que quantitatives à cause des mêmes contraintes, de connaissances-experts vagues ou incomplètes, de la subjectivité des informations issues de ces experts...

Dans les sciences environnementales, la logique floue trouve son utilité en modélisation, en régionalisation et en classification (Salski, 1998), dans les domaines de la gestion de l'eau, des évaluations d'impact (Kampichler *et al.*, 2000; Enea *et al.*, 2001), en écologie des populations (Daunicht *et al.*, 1996; Bock *et al.*, 1998; Kampichler *et al.*, 2000), en hydrologie (Bárdossy, 1996) ou encore en modélisation écosystémique (Uhrmacher *et al.*, 1997), mais globalement, l'application de la logique floue comme moyen d'intégration de connaissances d'experts en modélisation écologique est encore relativement rare (Adriaenssens *et al.*, 2006).

1.4.3 Les phases de la logique floue

La logique floue se décompose en plusieurs étapes, de la création des ensembles flous par les experts, au calcul d'une valeur précise synthétisant l'ensemble des connaissances.

1.4.3.1 La fuzzification

La première étape consiste à choisir les variables linguistiques d'intérêt et les termes linguistiques, c'est-à-dire les différentes catégories qui les composent. L'adjectif « linguistique » qualifie les variables et les termes, car ces derniers sont utilisés par leur nom, et non leurs valeurs.

La fuzzification, c'est-à-dire la création des ensembles flous (*fuzzy sets*), permet de passer du domaine réel au domaine flou. Selon la théorie classique des ensembles, un ensemble A , compris dans l'Univers de Discours U , est défini par les éléments qui le composent, et un élément x donné appartiendra à cet ensemble A (degré d'appartenance de 1), ou non (degré d'appartenance de 0), sans autre possibilité (Fig. 1-2a). Mathématiquement, la phrase précédente peut s'exprimer ainsi :

Si μ_A est la fonction caractéristique (ou fonction d'appartenance) de l'ensemble A :

$$\forall x \in U \quad \begin{aligned} \mu_A(x) &= 0 && \text{si } x \notin A \\ \mu_A(x) &= 1 && \text{si } x \in A \end{aligned}$$

La fonction caractéristique ne peut donc prendre que deux valeurs : 1 ou 0, définissant ainsi des catégories contiguës. Ainsi, une ou plusieurs valeurs limites précises feront une distinction claire entre les éléments membres et ceux qui ne le sont pas, et un élément ne pourra appartenir qu'à un seul ensemble à la fois.

La logique floue s'appuie sur le concept central de fonction d'appartenance, représentant numériquement le degré d'appartenance d'un élément à un ensemble, c'est-à-dire que ladite fonction peut prendre toutes les valeurs possibles comprises entre 0 (l'élément n'appartient pas à l'ensemble) à 1 (l'élément appartient totalement à l'ensemble), s'écrivant mathématiquement ainsi (Shepard, 2005):

Si μ_A est la fonction d'appartenance de l'ensemble flou A :

$$\forall x \in U \quad \mu_A(x) \in [0;1]$$

Contrairement à la théorie classique, la distinction entre éléments membres et non-membres est graduelle, et un élément pourra appartenir à deux catégories différentes, avec pour chacune un certain degré d'appartenance (Fig. 1-2b).

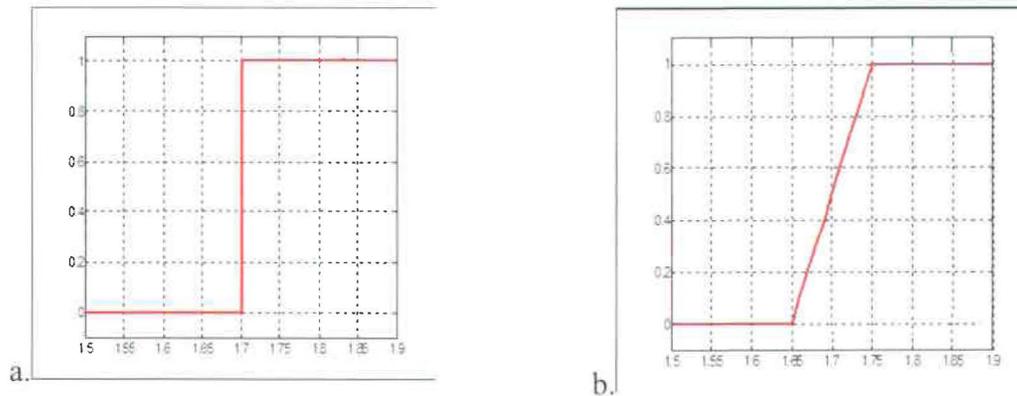


Figure 1-2 : exemple de fonction caractéristique en théorie classique des ensembles (a) et de fonction d'appartenance en logique floue (b).

Plusieurs formes de fonction d'appartenance sont utilisables, reflétant la sémantique du terme utilisé. Il y a trois formes communément utilisées pour représenter la fonction d'appartenance pour les ensembles flous (Fig. 1-3) :

- La fonction pyramidale, où le degré d'appartenance de [1.0] n'est atteint que pour une seule valeur, puis diminuant de part et d'autre de cette valeur,
- La fonction trapézoïdale, où le degré d'appartenance de [1.0] est atteint sur une gamme de valeurs consécutives,

- La fonction gaussienne, où le degré d'appartenance de [1.0] est atteint pour une valeur unique, mais diminue de manière non linéaire et moins rapidement de part et d'autre de cette valeur que dans le cas d'une fonction pyramidale.

D'autres fonctions issues des trois précédentes sont aussi utilisées :

- Les fonctions décroissantes, linéaires ou sigmoïdes, surtout utilisées pour décrire la catégorie la plus faible. Elles correspondent à des fonctions trapézoïdales ou gaussiennes tronquées de sa partie gauche.
- Les fonctions croissantes, linéaires ou sigmoïdes, surtout utilisées pour décrire la catégorie la plus forte. Elles correspondent aussi à des fonctions trapézoïdales ou gaussiennes, mais tronquées de sa partie droite.
- Le singleton, qui est une fonction d'appartenance « en bâton », c'est-à-dire nulle pour toutes les valeurs sauf pour une valeur singulière, surtout utilisée pour décrire les variables de sortie.

L'ensemble des éléments qui appartiennent totalement à une catégorie (degré d'appartenance=1) s'appelle le noyau. Dans le cas des fonctions triangulaires, le noyau est un singleton appelé valeur modale. L'ensemble des éléments d'une catégorie, lui appartenant même partiellement, est appelé le support ou pied (Sur, 1998).

Une fois les ensembles flous des différentes variables définis, ce sont les règles floues qui vont les lier les uns aux autres.

1.4.3.2 Les règles floues

Si les ensembles flous sont les données sur lesquelles s'applique la logique, les règles floues, via les opérateurs, en sont les mécanismes permettant aux ensembles d'être combinés.

Les règles floues sont du type Si-Alors (If-THEN rules), comme dans notre exemple plus haut :

```
SI la vitesse du courant est forte
ET SI la profondeur est faible,
ET SI le substrat est fin
ALORS la qualité d'habitat est faible
```

Les trois premières phrases constituent le prédicat, prémisse ou antécédent ; la dernière constitue la conséquence, ou conclusion (Chevrie *et al.*), résultant des propositions du prédicat. Il y a trois opérateurs logiques dits « de Zadeh » (Zadeh, 1965 ; Fig.1-4) :

- l'intersection (ou conjonction) ET, qui crée un nouvel ensemble avec toutes les valeurs communes entre les ensembles, en prenant le minimum de degré des deux ensembles liés. Les opérateurs sont alors considérés comme des T-norms, ou triangular norms,

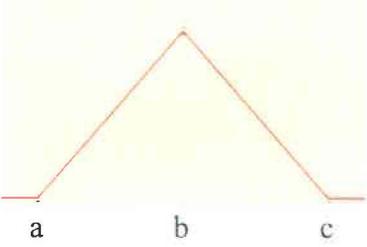
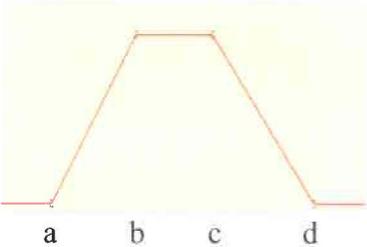
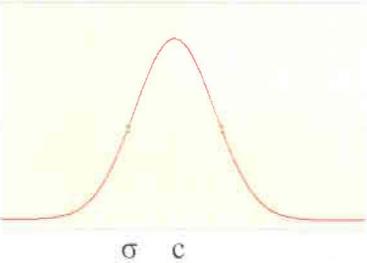
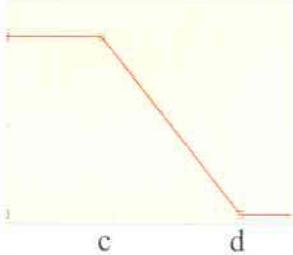
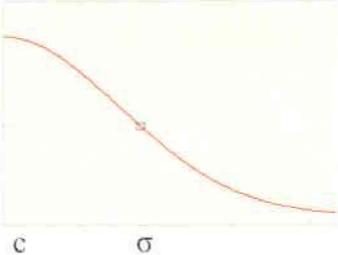
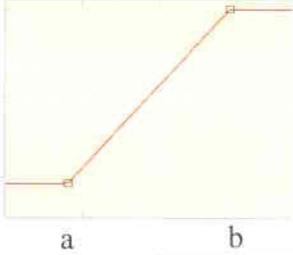
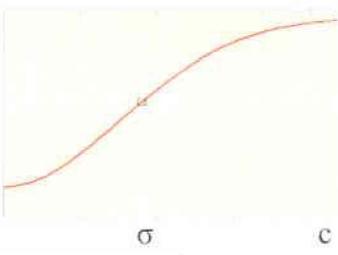
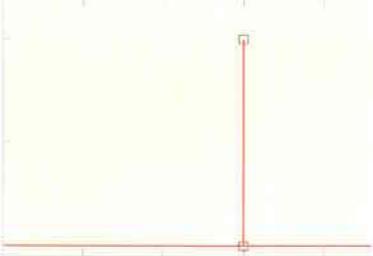
Fonction	Graphique	Formule	Paramètres
Pyramidale		$f(x; a, b, c) = \begin{cases} 0, & x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a}, & a \leq x \leq b \\ \frac{c-x}{c-b}, & b \leq x \leq c \\ 0, & c \leq x \end{cases}$	a et c définissent le support. b définit le pic
Trapézoïdale		$f(x; a, b, c, d) = \begin{cases} 0, & x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a}, & a \leq x \leq b \\ 1, & b \leq x \leq c \\ \frac{d-x}{d-c}, & c \leq x \leq d \\ 0, & d \leq x \end{cases}$	a et d définissent le support. b et c définissent le noyau
Gaussienne		$f(x; \sigma, c) = e^{-\frac{(x-c)^2}{2\sigma^2}}$	c définit le centre de la courbe sigma définit l'écart-type
Linéaire décroissante			Voir fonction trapézoïdale et fonction gaussienne
Sigmoïde décroissante			
Linéaire croissante			Voir fonction trapézoïdale et fonction gaussienne
Sigmoïde croissante			
Singleton			Voir fonction pyramidale a=b=c

Figure 1-3 : Fonctions d'appartenance, formes et formules associées courantes en logique floue

- l'union (ou disjonction) OU, qui crée un nouvel ensemble avec toutes les valeurs des ensembles, en prenant le maximum de valeurs. Les opérateurs sont alors considérés comme des S-norms, ou (ou T-conorms)
- le complément SI NON (ou disjonction exclusive OU EXCLUSIF), qui est le complément.

Le prédicat est une combinaison de propositions liées par les opérateurs ET, OU, NON.

Les règles floues ont pour but de lier les catégories des variables du prédicat, déterminant alors celles de la conséquence. Il est possible de remplir toutes les combinaisons de catégories, ou juste certaines en évitant les combinaisons qui s'avèreraient impossibles à retrouver dans la réalité. Cependant, l'absence de certaines règles capitales nuirait gravement à la robustesse du modèle développé.

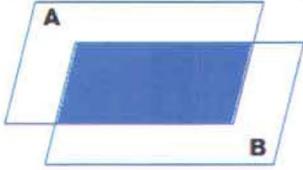
Représentation graphique																														
Notation mathématique	$\mu(A \text{ ET } B) = \min(\mu A, \mu B)$	$\mu(A \text{ OU } B) = \max(\mu A, \mu B)$	$\neg A \leftrightarrow 1 - A$ $\mu(\text{NON } A) = 1 - \mu A$																											
Tables booléennes	<table border="1" data-bbox="442 1151 723 1421"> <tr><td></td><td>0</td><td>1</td></tr> <tr><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>1</td><td>0</td><td>1</td></tr> </table>		0	1	0	0	0	1	0	1	<table border="1" data-bbox="794 1151 1075 1421"> <tr><td></td><td>0</td><td>1</td></tr> <tr><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr> <tr><td>1</td><td>1</td><td>1</td></tr> </table>		0	1	0	0	1	1	1	1	<table border="1" data-bbox="1136 1151 1417 1421"> <tr><td></td><td></td><td>1</td></tr> <tr><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr> <tr><td>1</td><td>1</td><td>0</td></tr> </table>			1	0	0	1	1	1	0
	0	1																												
0	0	0																												
1	0	1																												
	0	1																												
0	0	1																												
1	1	1																												
		1																												
0	0	1																												
1	1	0																												
Opérateurs flous	Intersection ET (AND)	Union OU (OR)	Complément SI NON (EXCLUSIVE OR) \oplus																											

Figure 1-4 : Opérateurs dits « de Zadeh » utilisables en logique floue (adapté de Shepard, 2005)

Il existe plusieurs méthodes alternatives d'inférences (Yen, 1999), mais deux méthodes sont particulièrement courantes (Adriaenssens *et al.*, 2006) :

- les modèles du type Mamdani-Assilian (aussi appelé méthode min-max), où le prédicat et la conclusion consistent en des propositions floues concernant les valeurs des variables considérées (Mamdani, 1977).

- Les modèles du type Takagi-Sugeno, où les ensembles flous sont liés par des fonctions d'appartenance linéaires (Takagi *et al.*, 1985).

1.4.3.3 Degré d'activation, implication et agrégation

(Voir Annexe A1 pour un exemple, pas à pas)

Le degré d'activation d'une règle est l'évaluation du prédicat de chaque règle par combinaison logique des propositions du prédicat. Le ET sera réalisé en prenant le minimum entre les degrés d'appartenance des propositions, le OU, en prenant le maximum.

Le degré d'activation permet de déterminer la conclusion de la règle : c'est l'implication. Le plus utilisé est le « minimum », comme dans le cas de l'inférence de type Mamdani-Assilian : l'ensemble flou est construit en réalisant le minimum entre le degré d'activation et la fonction d'appartenance, réalisant une sorte d'« écrêtage » de la fonction d'appartenance de conclusion. Dans d'autres méthodes, comme celle de Lukasiewicz, ce sera le « maximum » qui sera utilisé.

Enfin, l'agrégation consiste à agréger les ensembles flous obtenus par chacune des règles concernant cette sortie. Dans l'inférence de Mamdani-Assilian, on considère que les règles sont liées par un OU logique : on calcule donc le maximum entre les fonctions d'appartenance résultantes pour chaque règle.

1.4.3.4 La défuzzification

La transformation finale d'un ensemble-conséquence flou en un nombre précis s'appelle la défuzzification. Cette valeur peut être déterminée par plusieurs méthodes plus ou moins communément utilisées, dont les deux plus courantes sont :

- La méthode du Centre de Gravité : c'est la méthode souvent utilisée par défaut, mais qui donne de bons résultats et est appropriée la plupart du temps. Elle consiste à calculer le centre de gravité du polygone représentant l'ensemble conséquence flou. Elle a le défaut, en revanche, de donner des résultats identiques lorsque les ensembles-conséquences sont des trapèzes, même si leurs hauteurs sont différentes (Ouellet, 2011).
- La méthode du Maximum ou de la moyenne des Maximums : cette méthode consiste à prendre la valeur associée au plus haut degré d'appartenance (si c'est un point unique) ou le point central du plateau au plus haut degré d'appartenance, le cas échéant. Cependant, de faibles variations dans l'ensemble-conséquence flou peuvent entraîner des sauts importants dans la valeur de sortie (Sur, 1998).

Chaque méthode donnera des valeurs précises différentes. Aussi le choix de la méthode doit reposer sur une expertise et un jugement réfléchi afin d'obtenir les résultats les plus adéquats.

1.5 La connaissance d'experts : utilisation et biais

Les connaissances d'experts scientifiques peuvent être considérées comme une immense base de données, acquise par l'éducation, l'entraînement et l'expérience pratique, et confrontée régulièrement par le travail de terrain et la littérature académique (Fazey *et al.*, 2006; Krueger *et al.*, 2012). Ces connaissances sont la base de certaines modélisations statistiques (Pearce *et al.*, 2001; Seoane *et al.*, 2005), de la logique floue (Zadeh, 1965) et de la logique bayésienne (James *et al.*, 2010; Kuhnert *et al.*, 2010). Ces connaissances deviennent capitales dans certaines circonstances : lorsqu'une décision doit être prise rapidement et que les autres méthodes requerraient trop de temps, ou lorsque le système environnemental est trop complexe et soumis à trop de facteurs pour être facilement modélisable, ou enfin lorsque les données de mesures sont inexistantes (Cheung *et al.*, 2005; Krueger *et al.*, 2012). L'expert est alors un moyen d'intégration d'un ensemble de variables d'un système à un ensemble de connaissances académiques littéraire ou de terrain.

L'acquisition de ces connaissances par l'éducation et l'expérience modifie le jugement et le comportement analytique de l'expert (Greenwell 1988, cité par Cornelissen *et al.* (2003) . Chaque expérience personnelle va ainsi modifier la perception qu'a l'expert de son environnement, qui est de fait le fondement de la modélisation basée sur la connaissance d'experts et l'origine des biais inhérents. En sciences environnementales, ces biais sont de trois types (Ford *et al.*, 1997; Huesemann, 2002): les biais personnels (tels les convictions, idéologies, motivations personnelles, recherche du profit...), institutionnels (tels que des pressions directes ou indirectes des organismes financeurs ou employeurs) et sociaux-culturels (tels que les valeurs sociétales : par exemple, pour les sociétés occidentales, l'étude environnementale doit apporter un bénéfice ou un profit à l'Humanité).

Dans une modélisation basée sur des connaissances d'experts, ces biais et expériences personnelles peuvent expliquer certaines opinions divergentes, pouvant à leur tour apporter des informations importantes quant au processus étudié (Aspinall, 2010; Knol *et al.*, 2010). De nouvelles approches et méthodes sont régulièrement proposées pour éliciter les opinions en s'affranchissant autant que possible des biais indésirables (Page *et al.*, 2012; Vrana *et al.*, 2012).

Dans les cas de modélisations s'appuyant sur un collège d'experts pour évaluer la réponse ou la sensibilité d'une ou plusieurs variables, il est fréquent que les experts soient sélectionnés en partant de l'hypothèse qu'ils partagent des opinions et des points de vue communs (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008; Mocq *et al.*, 2013), modulés par leurs expériences personnelles. L'objectif est alors de constituer un groupe « homogène » au sein duquel les divergences sont censées être faibles, mais existantes (Weisberg *et al.*, 2008).

1.6 Distance de mesures autour du poisson et notion d'ambiance

Avant d'être mis à la disposition des gestionnaires, un modèle d'habitat doit être validé, c'est-à-dire qu'il doit être testé sur des données n'ayant pas servi à son élaboration et qu'il atteigne les exigences de résultats dans son domaine d'utilisation attendue (Rykiel, 1996). Cette validation peut être réalisée en confrontant les prédictions des modèles avec des données de terrain de présence/absence et des mesures environnementales liées (Fukuda *et al.*, 2008; Mouton *et al.*, 2008; Mocq *et al.*, 2013). Cependant, selon le type de matériel utilisé pour échantillonner des poissons, les mesures des paramètres environnementaux caractérisant l'habitat se font à des échelles différentes (Heggenes *et al.*, 1990; Wildman *et al.*, 2003): par exemple, si la reconnaissance visuelle directe en apnée (Flebbe *et al.*, 1995) ou la localisation par transpondeur permet de connaître la position exacte d'un poisson et donc d'effectuer des mesures à l'endroit précis où se trouvait l'individu, la seine ou la pêche électrique (Snyder, 1992) ne permettent pas cette précision, et les mesures des conditions environnementales se font dans le voisinage de la zone de capture. Or, ces mesures peuvent faire partie intégrante des données de modélisation d'habitat.

En parallèle, certains poissons, tels que les tacons du saumon atlantique, sont territoriaux : ils présentent des comportements agonistiques pour défendre un territoire contre leurs congénères, afin de garder le meilleur emplacement possible pour se nourrir, se protéger et grandir (Gerking, 1953; Heland *et al.*, 1994). La taille de ce territoire varie en fonction d'un grand nombre de facteurs tels que la taille de l'individu, son âge, l'hétérogénéité de l'habitat, la disponibilité de la nourriture, la température du cours d'eau (Kallebergh, 1958; Keeley *et al.*, 1995; Grant *et al.*, 1998). Ainsi, en prenant en compte ces comportements, nous nous sommes demandés quelle serait la taille de la surface dans laquelle les mesures environnementales pouvaient être faites pour décrire le plus précisément possible l'habitat du poisson, et s'il existait une distance optimale ou maximale à partir du poisson après laquelle ces mesures cessent de décrire correctement l'habitat.

1.7 Présentation de la thèse : hypothèses, objectifs généraux, objectifs spécifiques.

L'objectif général de cette thèse est d'apporter une contribution à l'amélioration des modèles de logique floue, en intégrant les connaissances d'un grand nombre d'experts pour modéliser l'habitat de trois stades de vie du saumon atlantique, en évaluant les incertitudes inhérentes à ces modèles, et en mettant en évidence les influences que peuvent avoir les expériences personnelles des experts dans ce type de modélisation.

Cette thèse est la continuité d'un projet antérieur mené par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), au cours duquel 6 experts québécois avaient été sollicités pour définir les ensembles et règles flous d'une modélisation de l'habitat de 2 stades de vie du saumon atlantique, à savoir les tacons et les adultes frayants. La logique floue avait été utilisée avec l'hypothèse qu'elle permettrait de pallier aux limitations majeures des autres méthodes de modélisation des habitats, telles que le manque de transférabilité, et d'affiner les calculs de surfaces utiles grâce à son fonctionnement particulier et à sa capacité intrinsèque à gérer les incertitudes. Des simulations hydrauliques de la rivière Romaine ont été utilisées pour tester les modèles ainsi développés et obtenir des courbes d'Aires Pondérées Utiles d'habitat. Les résultats montraient des courbes d'APU très proches les unes des autres, mais le faible nombre d'experts avait rendu impossible le calcul pertinent de l'incertitude. Par ailleurs, les modélisations utilisant les préférences d'habitat pour en déterminer l'utilisation se basent généralement sur une seule courbe de préférence par variable physique considérée, c'est-à-dire un avis unique quant aux préférences du poisson. L'agrégation de l'opinion de nombreux experts, chacun définissant les préférences du saumon en fonction de ses connaissances et opinions, devait permettre d'améliorer la fiabilité des résultats.

C'est dans cette optique que notre premier objectif fut d'augmenter le nombre d'experts participants, intégrant un volume d'expérience plus important, travaillant de part et d'autre de l'Océan Atlantique, afin de rendre, sous réserve, le modèle exportable à différents types de rivières, fussent-elles nord-américaines ou européennes. En effet, les saumons évoluent dans des conditions environnementales moyennes différentes selon leur localisation géographique (voir par exemple Armstrong *et al.* (2003). Un modèle construit avec la logique floue pourrait être utilisable malgré ces différences, par l'utilisation de catégories recouvrant une gamme de valeurs et en reliant ces conditions à différentes qualités d'habitat. Armstrong notait justement en 2003 que, si le saumon utilisait l'habitat optimal dans les meilleures conditions, il pouvait utiliser des habitats moins optimaux en cas de forte densité, faussant le résultat de modèles cherchant à lier caractéristiques environnementales et qualité de l'habitat.

La première version de ce travail portait sur les habitats de deux stades de vies du saumon : les aires d'alimentation des tacons et frayères des adultes en période de reproduction. Cependant, les jeunes de l'année et les tacons présentent des différences comportementales dans le choix et les préférences d'habitat (Klemetsen *et al.*, 2003), nous avons donc développé un modèle flou d'habitat pour chacun des stades juvéniles.

Les incertitudes des modèles d'habitat sont peu fréquemment estimées (voir par exemple Mäki-Petäys *et al.*, 2004), et ce calcul n'avait pas pu être réalisé dans l'étude d'Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008). Or, la participation d'un plus grand nombre d'experts permet la création d'un nombre égal de courbes d'Aires Pondérées Utiles, et de ces courbes, le calcul d'un intervalle de confiance pertinent autour d'une courbe

médiane à l'aide de la méthode de ré-échantillonnage non paramétrique appelée *bootstrapping*. Parallèlement, il est nécessaire de valider les modèles développés, c'est-à-dire faire la démonstration qu'un modèle est acceptable dans son domaine d'applicabilité, car présentant des performances et des précisions satisfaisantes dans son application (Rykiel, 1996). Afin de juger de la pertinence et de l'efficacité des modèles, cette validation pouvait être réalisée en confrontant les données de terrain, telles que des présences/absences du poisson liées à des mesures de variables caractérisant l'habitat, avec les prédictions des modèles. L'échantillonnage sur le terrain de ces mesures a présenté l'opportunité d'évaluer la distance optimale des prises de mesures et l'influence des variations de cette distance sur les résultats de sortie des modèles flous.

Afin de rendre nos modèles éventuellement exportables à toutes rivières de part et d'autre de l'Océan Atlantique, nous avons agrégé les connaissances de l'ensemble des experts participants, sans distinction de nationalité ou d'emploi. Or, les expériences personnelles, bases fondamentales des modélisations floues, peuvent aussi être l'origine de biais dont l'influence peut être significative sur les résultats d'un modèle. Le grand nombre d'experts a été une opportunité de tester l'influence de ces « expériences personnelles », à savoir l'origine littéraire ou pratique des connaissances, l'étendue géographique de ces connaissances et l'emploi privé ou public des experts, en utilisant les intervalles de confiance.

Ainsi, les objectifs spécifiques de cette thèse destinés à atteindre l'objectif général sont les suivants :

- Développer les modèles d'habitat de trois stades de vie du saumon atlantique à l'aide de la logique floue par l'intégration d'un grand nombre d'expertises.
- Construire des courbes d'Aires Pondérées Utiles en utilisant les simulations hydrauliques de la rivière Romaine
- Calculer les intervalles de confiance autour des courbes d'APU médianes à l'aide de la méthode de rééchantillonnage bootstrap
- Valider partiellement les modèles flous développés. Cette validation, qui ne sera réalisée que pour les modèles d'habitat des jeunes de l'année et des tacons, se basera sur la comparaison des valeurs de sorties d'Indices de Qualité d'Habitat entre présences et absences de poissons. L'hypothèse est que les modèles exprimeront des valeurs d'IQH statistiquement plus élevées dans le cas des présences qu'en cas d'absence, reflétant une sélection d'habitat par le poisson de meilleure qualité.
- Évaluer la distance optimale de mesures autour du poisson, rayon d'un cercle autour de ce dernier dans lequel les mesures des variables d'habitat permettent d'optimiser les résultats des modèles développés. Notre hypothèse est que la prise en compte d'informations de l'environnement immédiat des poissons améliore les prédictions, jusqu'à une distance limite, où la précision diminue. Ainsi, les

valeurs d'IQH seront testées pour des distances croissantes autour du poisson, et les différences entre les valeurs centrales de la distribution de ces distances seront testées statistiquement.

- Mettre en évidence l'influence des expériences personnelles des experts dans la modélisation floue. Notre hypothèse de départ est que certaines expériences personnelles, divisant les experts en sous-groupes, ont une influence telle que les courbes d'Aires Pondérées Utiles des sous-groupes auraient des trajectoires significativement divergentes (au sens statistique), le cas échéant.



2 MATÉRIEL ET MÉTHODE

Cette section est destinée à présenter de manière succincte les méthodologies employées dans le cadre de la thèse pour atteindre les objectifs généraux et spécifiques, en apportant cependant des informations et détails supplémentaires sur les méthodes et concepts n'apparaissant pas dans les articles du chapitre 2.

2.1 Construction des modèles de logique floue

2.1.1 Choix des variables linguistiques, de leurs catégories et des fonctions d'appartenance

Trois variables environnementales d'entrée, à savoir la profondeur, la vitesse du courant et la taille moyenne du substrat, et une variable de sortie, l'indice de qualité d'habitat (IQH) ont été sélectionnées pour construire les modèles. Chaque variable a ensuite été divisée en trois catégories définies par des fonctions d'appartenance dites « linéaires par morceaux », c'est-à-dire décrites par des segments de droite. Les gammes de valeurs recouvertes par ces fonctions étaient déterminées par les experts lors des définitions des ensembles flous.

2.1.2 La sélection des experts et le recueil des connaissances.

Les experts impliqués dans le projet avaient pour tâche de définir les ensembles flous des variables sélectionnées et à déterminer les conséquences des règles floues.

Au final, 30 experts, choisis pour leurs connaissances concrètes sur l'écologie du saumon, se sont impliqués dans le projet. Ces experts étaient de nationalités différentes (canadienne, française, anglaise, norvégienne), d'emplois différents (universitaires, chargés d'études/consultant, techniciens de terrain, gestionnaires de la ressource) dans des organismes de différents types (firmes privées, offices gouvernementaux, universités).

Le recueil des connaissances des experts s'est fait à l'aide d'un document de travail, disponible en français et en anglais (Annexe A3). Ce document, rédigé en collaboration avec le professeur St-Hilaire, consistait en une présentation succincte du projet et de la logique floue. Il présentait ainsi la méthodologie de définition des ensembles et des règles flous, à partir de variables et catégories linguistiques imposées, les différentes fonctions d'appartenance utilisables dans le projet (fonction trapézoïdale, fonction pyramidale et fonctions associées) et le fonctionnement des règles floues. Ensuite, la marche à suivre pour définir les ensembles et règles floues était explicitée par des exemples. L'exercice consistait,

pour chacun des trois stades de vie du saumon, à définir les bornes des fonctions d'appartenance des variables des modèles (Vitesse, Profondeur, Taille du substrat, IQH) et les conséquences de toutes les combinaisons possibles des catégories des trois variables d'habitat, soient 27 règles floues. Enfin, le document finissait par un court questionnaire sur l'origine de leurs connaissances, leurs expériences et leur conception d'un cours d'eau-type, dans l'optique d'une utilisation ultérieure de ces informations qui deviendra l'étude de l'influence des expériences personnelles des experts dans les modélisations floues.

Les experts étaient rencontrés de manière individuelle ou en groupe, afin de leur présenter le projet et surtout, répondre aux questions concernant l'approche. Cette démarche de rencontre permet d'impliquer davantage l'expert dans le projet et améliore significativement le nombre de retours des questionnaires (Schuman *et al.*, 1981; Knol *et al.*, 2010). Ainsi, sur les 30 experts participants, 22 ont été rencontrés en personne, 5 ont participé uniquement par échange de messages électroniques. Les trois experts restants proviennent de la réutilisation des ensembles et règles floues pour les tacons et adultes frayants définis dans l'étude d'Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), puisque les sites étudiés, les débits considérés et la méthode de définition des ensembles et des règles sont restés les mêmes entre ce travail et le nôtre.

2.1.3 Défuzzification

Le traitement des données de mesures par les modèles flous aboutit à un ensemble-conséquence flou, représenté par l'aire sous la courbe de l'ensemble flou de la conséquence. La défuzzification est la transformation de cet ensemble-conséquence en un nombre précis. Nous avons utilisé la méthode du Centre de Gravité pour défuzzifier nos résultats, qui est la méthode la plus couramment utilisée.

2.2 Application du modèle à la rivière Romaine

2.2.1 Présentation de la rivière romaine

La rivière Romaine est une rivière québécoise, coulant du nord vers le sud sur une distance de 496 km, et se jetant dans le fleuve St-Laurent au niveau du Havre St Pierre, sur la Côte-Nord (Fig.2-1). Elle draine un bassin versant de 14 350 km², et présente un débit annuel moyen de 340 m³ s⁻¹ (Belles-Isles *et al.*, 2004). Elle fait partie des 118 rivières à saumons du Québec. Limitée par la Grande Chute, une chute infranchissable, la présence du saumon atlantique n'est possible que sur les 51,5 premiers kilomètres avant l'embouchure de la rivière. Quatre centrales hydroélectriques sont en cours de construction entre les points kilométriques 52,5 et 192, avec des hauteurs allant de 34 à 114 m (Hydro-Québec, 2005).

2.2.2 Simulations hydrauliques de la rivière Romaine par HEC-RAS

Les simulations hydrauliques de la rivière Romaine ont été réalisées avec le logiciel de modélisation hydraulique HEC-RAS (Hydrologic Engineering Centers - River Analysis System), dont les résultats nous ont été fournis par le bureau de consultant GENIVAR, modélisations réalisées dans le cadre d'une étude d'impact demandée par Hydro-Québec. Le logiciel HEC-RAS modélise l'écoulement dans les chenaux et rivières en se basant sur la résolution de l'équation de la conservation d'énergie à une dimension, les pertes en énergie étant dues aux forces de frottements et aux effets d'expansion/contraction (U.S. Army Corps of Engineers, 2002; Annear *et al.*, 2004). Des profils d'écoulement de surface sont ainsi créés, en fonction de débits variables, en tenant compte des obstacles (pont, ponceaux) lorsque présents sur la section.

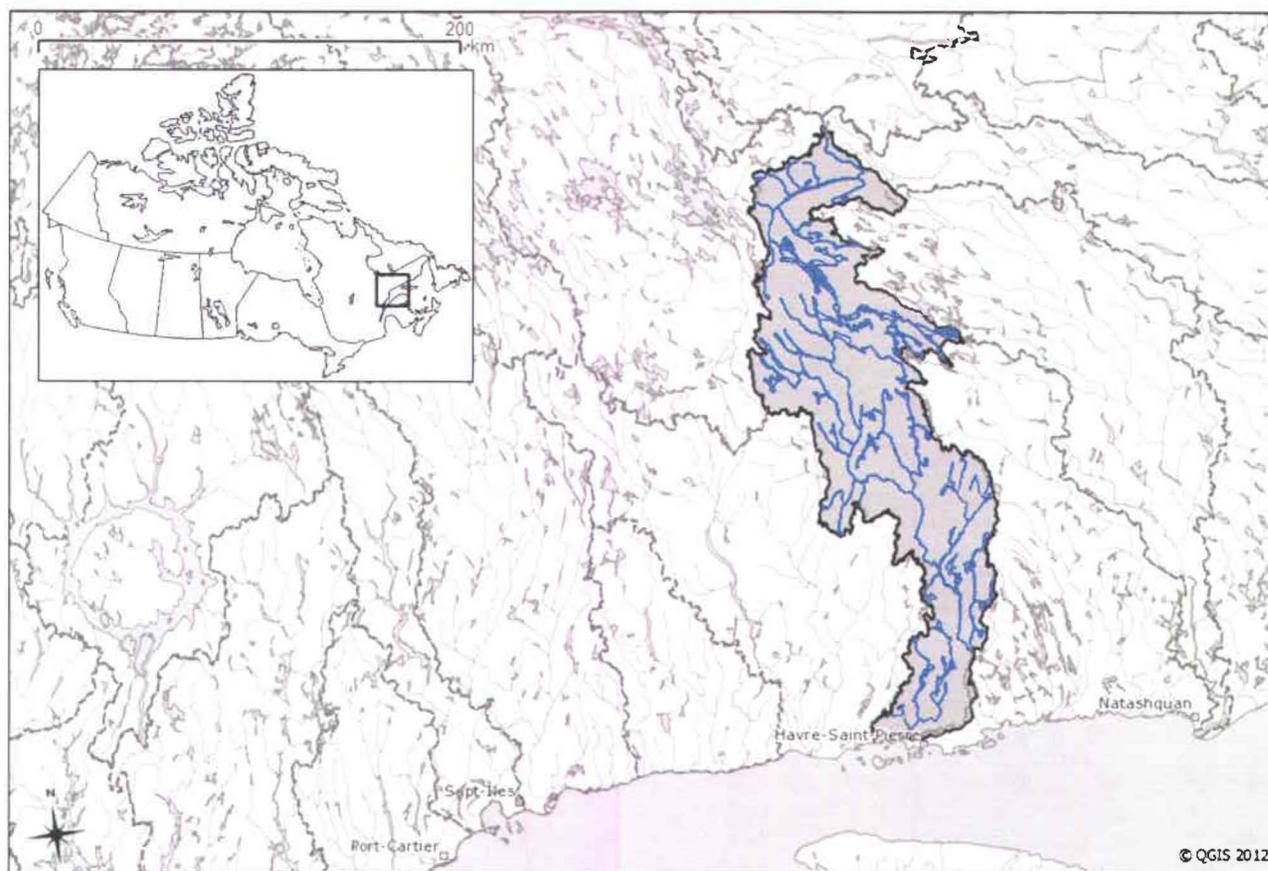


Figure 2-1 : La rivière Romaine (Québec, Canada) et son bassin versant.

Les profondeurs et les vitesses du courant de quatre tronçons de la rivière Romaine ont été modélisées, les sites étant dénommés par leur point kilométrique moyen : PK20, PK34, PK46 et PK49. HEC-RAS étant basé sur une équation unidimensionnelle, une approximation de l'écoulement en deux dimensions,

c'est-à-dire dans la section transversale du cours d'eau, a été rendue possible en divisant le transect considéré en 19 cellules et en distribuant l'écoulement dans ces sous-sections, à l'aide de techniques de pondération linéaire (c'est-à-dire en fonction de la surface des cellules) et en respectant le principe de conservation de l'énergie. En parallèle, un indice de la taille moyenne du substrat a été calculé à partir d'une valeur de diamètre moyen de catégories granulométriques (limon, sable, gravier, caillou, galet, bloc) et de leurs différentes proportions observées dans chaque cellule. Les simulations ont été réalisées pour des débits variant de 50 à 1200 m³ s⁻¹ avec un pas d'incrément de 50 m³ s⁻¹.

2.3 Calculs des Aires Pondérées Utiles, de l'Aire Pondérée Utile médiane et des incertitudes associées

Les données de profondeur, vitesse et substrat ont été intégrées aux modèles de logique floue développés pour chaque stade de vie du saumon et pour chaque point kilométrique, produisant ainsi 24 valeurs d'Aires Pondérées Utiles (APU) par expert, une valeur pour chacun des 24 débits. Puis les valeurs d'APU des 4 points kilométriques ont été sommées expert par expert, afin d'obtenir un seul jeu de données pour la rivière Romaine. Ces valeurs ont été standardisées en les divisant par la plus grande valeur atteinte, afin de les faire évoluer entre 0 et 1.

Ensuite, afin de pouvoir connaître les valeurs d'APU pour toutes valeurs de débit, les 24 valeurs ont été interpolées à l'aide de splines (appelés *lattes* ou *baguettes* en français) cubiques, des fonctions définies par morceaux par des polynômes d'ordre 3, qui présentent la particularité de passer exactement par chacune des valeurs d'APU déjà calculées.

De l'ensemble de ces courbes, une courbe médiane a été calculée en prenant la valeur médiane des valeurs d'APU des courbes pour chaque débit de 0 à 1200 m³ s⁻¹, avec un incrément de 1 m³ s⁻¹.

Finalement, les intervalles de confiance, représentatifs de l'incertitude inhérente à ces modèles, ont été calculés à l'aide d'une méthode de ré-échantillonnage aléatoire avec remise, appelé *bootstrap*. De l'ensemble des valeurs des courbes d'experts standardisées, interpolées et sommées, et pour chaque valeur de débit, un pseudo-échantillon de la même taille que l'échantillon initial a été créé par tirage aléatoire, puis la valeur médiane de chaque ensemble a été calculée. Le processus a été répété 2000 fois par valeur de débit, en conservant systématiquement la valeur médiane calculée. De ces 2000 valeurs triées pour chaque débit, les 50^e et 1950^e valeurs (soient le 2,5^e et le 97,5^e percentile) ont constitué respectivement les limites basse et haute de l'intervalle de confiance autour de la courbe médiane de l'échantillon original.

Enfin, le débit permettant d'atteindre 90% de la plus haute valeur atteinte par la courbe d'APU médiane a été pris comme suggestion de débit réservé, avec les valeurs des limites supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance, afin d'évaluer la variation possible du résultat attendu pour ce débit.

2.4 Validation partielle du modèle d'habitat des tacons et des jeunes de l'année

2.4.1 Données historiques sur la rivière Romaine

Afin de valider le modèle, c'est-à-dire démontrer la justesse des prédictions des modèles développés et leur bon fonctionnement, nous avons utilisé dans un premier temps des relevés de terrain réalisés en août 1999 sur la rivière Romaine par la firme de consultants GENIVAR, rapportant des données de présence et absence de tacons et de jeunes de l'année. La pêche du saumon a été réalisée à l'aide de 5 différents engins (filet maillant, verveux, canne à pêche, seines et pêche électrique), choisissant le matériel le plus efficace selon les conditions physiques de la rivière. À chaque capture, les variables physiques de l'habitat étaient mesurées, en plus de mesures faites en absence de poisson : vitesse du courant à 80 % de la profondeur totale, bathymétrie et proportion des différentes granulométries du substrat.

2.4.2 Échantillonnage récent sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite

2.4.2.1 Présentation des sites d'échantillonnage

Deux rivières ont été échantillonnées au Nouveau-Brunswick : la rivière Little Southwest Miramichi et son affluent, le ruisseau Catamaran. Au Québec, la rivière Sainte-Marguerite a aussi été échantillonnée (Fig. 2-2).

Le ruisseau Catamaran est un cours d'eau situé dans le centre du Nouveau-Brunswick (Cunjak *et al.*, 1990). Long de 20,5 km, il draine un bassin versant de 51 km² et présente un débit moyen annuel de 0,6 m³ s⁻¹ à mi-bassin (Benyahya *et al.*, 2009). La présence du saumon atlantique dans ses eaux, la faible activité humaine et la quasi-absence d'habitation humaine permanente (exception faite de rares huttes de chasse et de pêche) ont conduit à faire du ruisseau Catamaran le site d'un projet d'étude de l'habitat du poisson sur plus de 15 ans, sous l'égide principale de Pêches et Océans Canada et du Canadian River Institute (Cunjak *et al.*, 1990; Cunjak *et al.*, 1993).

La Little Southwest Miramichi est la rivière dans laquelle se jette le ruisseau Catamaran et vient elle-même se déverser dans la Northwest Miramichi (Cunjak *et al.*, 1990; Johnston, 1997). À l'instar de

Catamaran, la Little Southwest Miramichi abrite le saumon atlantique. Elle draine un bassin versant de 1340 km² et un débit moyen annuel de 32,2 m³ s⁻¹. (Benyahya *et al.*, 2009).

Enfin, la rivière Sainte-Marguerite est une rivière québécoise de la région du Saguenay et se jetant dans la rivière du même nom, abritant elle aussi le saumon atlantique (Guay *et al.*, 2000). Longue de 100 km, elle a un débit moyen annuel 30,93 m³ s⁻¹ pour un bassin versant de 2100 km² (Benyahya *et al.*, 2009; Organisme de bassin versant du Saguenay, 2012). Cette rivière sert de site d'étude entre autres au Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique (CIRSA), et une station de recherche gérée par l'INRS-ETE y est implantée (Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique, 2007).

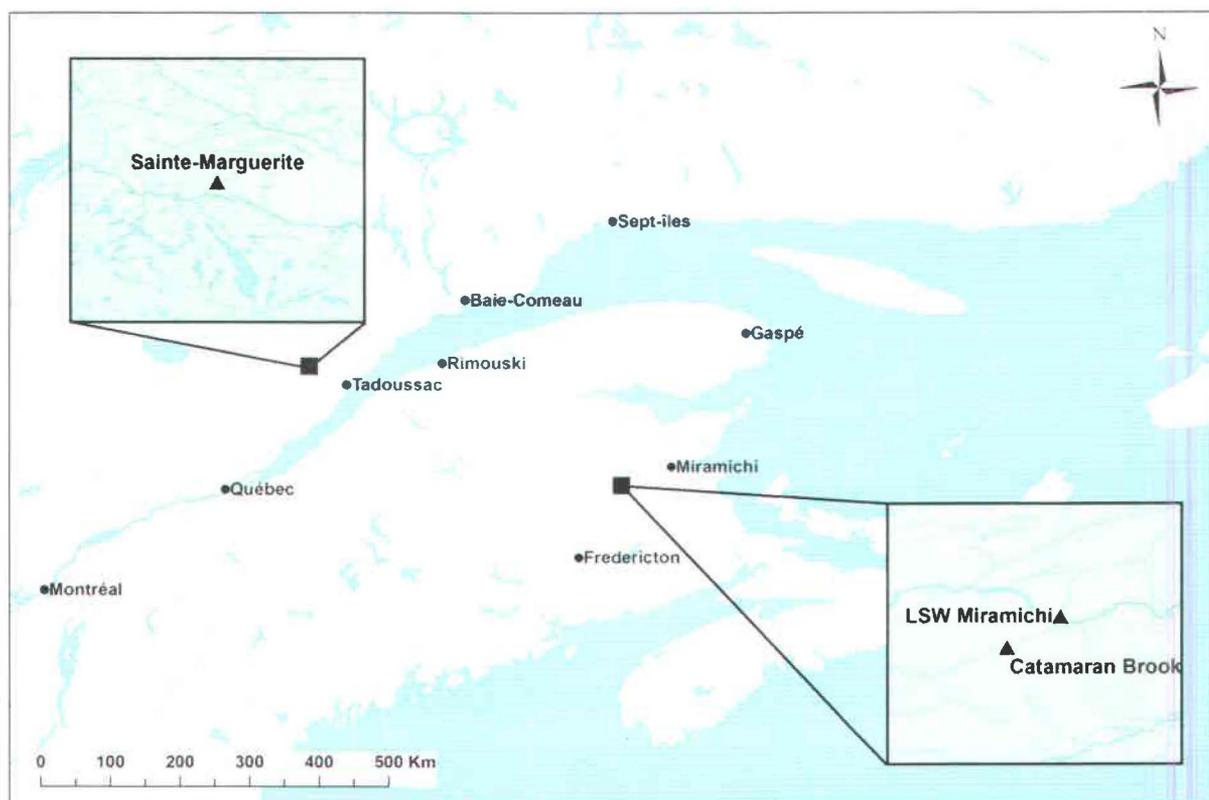


Figure 2-2: Carte de localisation des rivières Sainte-Marguerite (Québec), Catamaran et Little Southwest Miramichi (Nouveau-Brunswick)

2.4.2.2 Protocole d'échantillonnage

La campagne d'échantillonnage, comme les analyses des données subséquentes, s'est concentrée sur les tacons et leurs habitats dans des aires d'alimentation, en présence et en absence d'individus.

La campagne de terrain s'est déroulée en juillet 2011 et 2012 sur quatre sites du ruisseau Catamaran (plus un cinquième en 2011 qui était asséché en 2012) et deux sites de la rivière Little Southwest Miramichi. Deux sites de la rivière Ste-Marguerite ont été échantillonnés en juin et en septembre 2012. Les tronçons de rivière pris en considération étaient des linéaires de rivière, de longueur cinq fois supérieure à la largeur du lit, sauf lorsque cette largeur dépassait huit mètres : le cas échéant, l'échantillonnage se déroulait dans une section de 6x 25 m, dans le cours d'eau. Les faciès du tronçon et des berges ont été décrits succinctement, et l'emplacement exact du site a été localisé par ses coordonnées GPS.

Le protocole se compose de trois parties. Dans un premier temps, la localisation des tacons a été faite en remontant le tronçon à contre-courant en zigzag, en plongée avec tuba, afin d'arriver à l'arrière du poisson, hors de sa vue et ainsi éviter de provoquer une fuite. À chaque reconnaissance à vue, un minimum d'une minute d'attente était pris pour s'assurer que le tacon n'était pas en état de stress induit par l'observateur. Un marqueur de position, un galet peint, était alors déposé au fond, suffisamment lesté pour ne pas être emporté par le courant.

Ensuite, les mesures des variables environnementales ont été réalisées en deux temps : sur l'ensemble du tronçon étudié d'abord, puis dans l'environnement immédiat des poissons localisés.

Les mesures ont été réalisées le long de transects espacés de deux mètres en remontant vers l'amont de la section, neuf mesures également espacées le long du transect, et ce, sur l'ensemble du tronçon. Chaque mesure des variables constituait ainsi un nœud d'un quadrillage repérable par des coordonnées, divisant la section en cellules. Trois variables ont été mesurées systématiquement : la vitesse du courant à 60 % de profondeur, la profondeur et la composition du substrat. La profondeur a été mesurée à la règle et la vitesse, à l'aide d'un vélocimètre électromagnétique du type Flo-Mate modèle 2000 (Marsh-McBirney, inc.). La composition du substrat a été prise en compte en évaluant les proportions de toutes les différentes classes de tailles de particules selon l'échelle modifiée de Wentworth.

Dans un deuxième temps, des mesures ont été faites à la position exacte des poissons localisés, symbolisés par des marqueurs de position. À chaque marqueur, les variables physiques vitesse et profondeur ont été mesurées, au « nez du poisson », et le substrat correspondait à la classe

granulométrique dominante présente exactement sous l'individu, et ce, pour les années 2011 et 2012. Enfin, les coordonnées du quadrillage entourant l'individu étaient notées.

En 2012 uniquement, des mesures ont été réalisées dans l'environnement immédiat des poissons, à des distances croissantes, ces mesures étant destinées à être utilisées dans les analyses des influences de la distance de prise de mesures. Ainsi, la vitesse et la profondeur ont été mesurées de la même façon que précédemment, à 10 cm, 25 et 50 cm du poisson, à cinq points autour de l'individu (trois points en amont, deux en aval, Fig. 2.3). Le substrat a été pris en compte en évaluant les proportions des différentes classes granulométriques à l'emplacement exact du saumon, puis dans un carré de 20, 50 et 100 cm de côté (soit des surfaces respectivement égales à 400 cm², 2500 cm² et 1 m²), toujours centré sur la position du poisson.

2.4.3 Traitements statistiques et validation partielle des modèles

Les données physiques ont servi dans les modèles flous des tacons (toutes les rivières) et des jeunes de l'année (rivière Romaine uniquement) et dans leur validation partielle (modèles d'habitats d'alimentation estivaux des tacons et des jeunes de l'année sur quelques rivières canadiennes): les indices de qualité d'habitat « défuzzifiés », donc représentés par un nombre, ont été calculés expert par expert, puis ces résultats ont été séparés selon qu'ils concernaient une présence ou une absence de saumon. Pour les données des rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite, les données de présence correspondaient aux mesures focales des variables environnementales, à l'emplacement exact du poisson. Les absences correspondaient aux points de mesures de l'ensemble du tronçon, auxquels avaient été retirées les mesures des nœuds du quadrillage entourant un poisson, afin de s'assurer de n'avoir que des mesures d'habitat non utilisés.

Deux tests ont été utilisés pour mettre en évidence une différence significative dans les valeurs d'IQH selon la présence ou l'absence : le test-t de Student pour deux échantillons, et une ANOVA pour mesures répétées (RM-ANOVA). Pour ce dernier test, un échantillonnage aléatoire stratifié a été utilisé dans l'échantillon des absences afin d'obtenir un nombre égal d'absences et de présences. L'échantillonnage stratifié a été déterminé en fonction de la variable environnementale déterminant visiblement l'opinion de l'expert sur la qualité d'habitat : il s'agit ici du substrat, qui a été divisé en trois strates (<30 mm, 30 – 50 mm, >50 mm). La RM-ANOVA a ensuite été utilisée sur ce jeu de données pour déterminer la significativité de la différence entre les valeurs d'IQH pour les absences et celles pour les présences du poisson. Le même processus a été répété 1000 fois, avec la création systématique d'un nouveau jeu de données des absences, afin de tester la validité des modèles : une forte proportion de tests significatifs

prouverait que les saumons seraient davantage présents sur des sites pour lesquels les modèles flous donneraient des IQH significativement plus fort, comparativement aux sites où les saumons sont absents.

2.5 Influence des variations de la distance de prise de mesures autour du poisson dans le modèle de logique floue

Afin d'étudier l'influence que peut avoir une modification de la distance maximale des prises de mesures autour du poisson, une mesure focale des trois variables environnementales a été réalisée, puis cinq mesures de vitesse et de profondeur ont été prises successivement à 10, 25 et 50 cm autour de chaque individu repéré, ainsi qu'une estimation des proportions des différentes classes granulométriques aux différentes échelles (Fig. 2-3). Une échelle supplémentaire, appelée P100, a été étudiée en utilisant les mesures des quatre nœuds du quadrillage entourant le poisson, ces nœuds pouvant se trouver jusqu'à une distance maximale de 2,11 m et représentant un habitat élargi.

Dans un premier temps, l'hypothèse d'une différence dans les assemblages de mesures de vitesse, de taille du substrat et de profondeur a été testée entre les différentes distances à l'aide d'un test de Friedman. Ce test est l'équivalent non paramétrique d'une analyse de variance pour un échantillonnage répété (RM-ANOVA). Les mesures focales ne comportant qu'une seule mesure, elles n'ont pas été prises en compte à ce stade.

Ensuite, pour une distance donnée, les mesures de vitesse et de profondeur à cette distance ont été groupées avec celles des échelles inférieures, pour en calculer une moyenne qui a été utilisée dans le modèle flou afin de donner une valeur d'IQH par expert, par poisson et par distance. Par exemple, les mesures de vitesses et de profondeur à la distance 25 cm utilisées dans le modèle correspondaient à la moyenne des cinq mesures à 25 cm, des cinq mesures à 10 cm et de la mesure focale.

Ensuite, la distribution de ces valeurs d'IQH en fonction de la distance au poisson a été étudiée pour déterminer si une distance apparaissait comme étant optimale pour calculer les IQH des tacons. Les valeurs d'IQH par distance ont été testées à l'aide d'un test de Friedman. Notre hypothèse était que la prise en compte des conditions environnementales autour des saumons améliorerait dans un premier temps les résultats du modèle en représentant mieux l'habitat utilisé par le poisson, mis en évidence par une augmentation de l'IQH moyen et/ou une diminution de la

variabilité, jusqu'à une distance limite où la valeur de l'IQH moyen diminuerait et/ou la variabilité augmenterait de nouveau. Les valeurs de la distance montrant les meilleurs résultats seront utilisées pour visualiser les relations entre les variables physiques et les Indices de Qualité d'Habitat calculés.

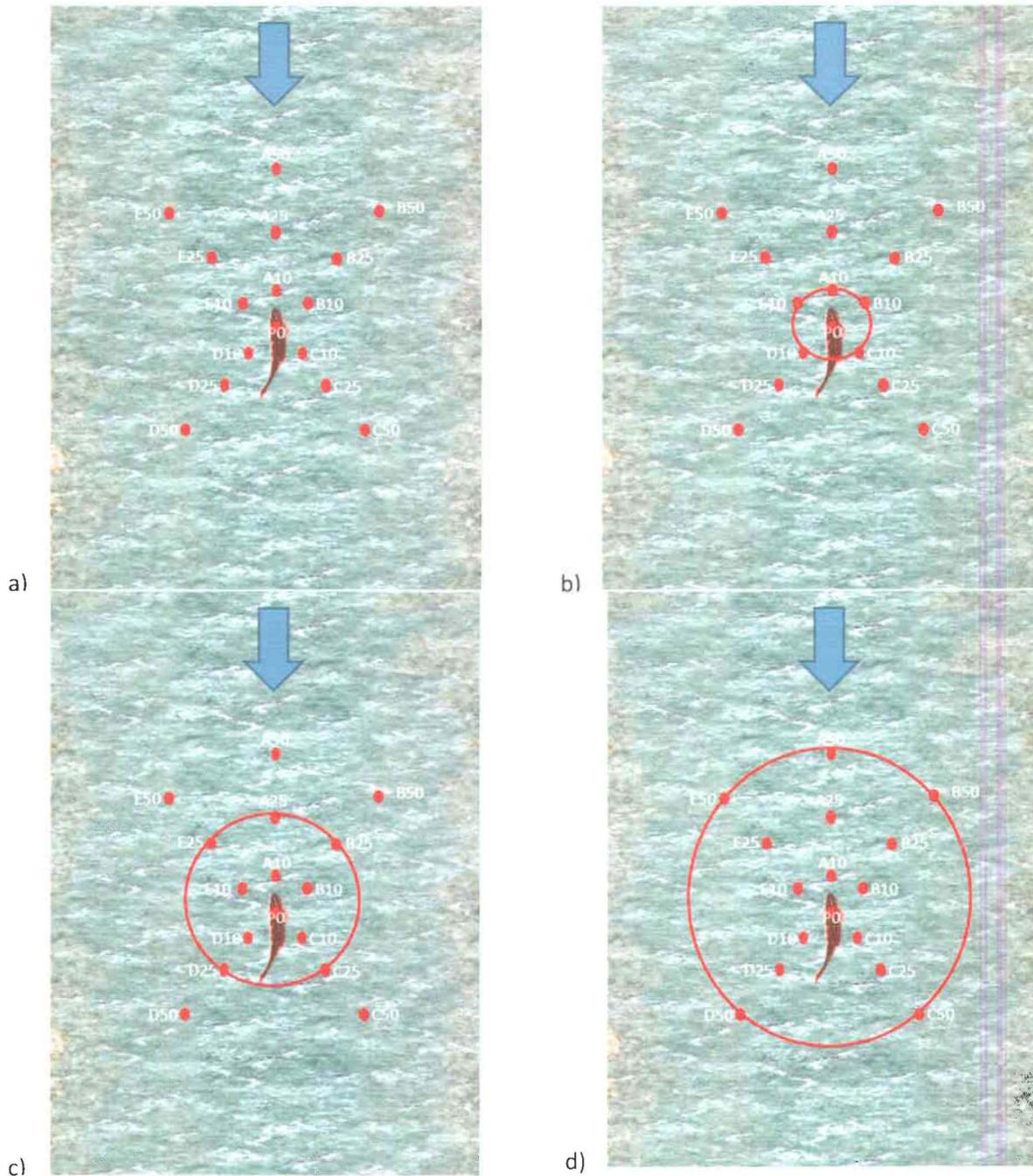


Figure 2-3: Distribution des points de mesures focale et environnantes autour du poisson (a) et mesures intégrées dans les calculs aux distances de 10 cm (b), 25 cm (c) et 50 cm (d).

2.6 La connaissance d'experts en modélisation floue : consensus, divergences et influences des expériences personnelles.

2.6.1 Consensus, divergences d'opinions et fréquences d'utilisation des règles

Afin de mettre en évidence les différences et points communs des visions et opinions des experts, nous avons étudié les consensus et divergences dans les réponses données par les experts comme conséquences des différentes combinaisons des catégories de variables environnementales dans les règles floues. Un consensus était compris comme étant la catégorie d'IQH la plus souvent sélectionnée comme conséquence d'une règle. La force du consensus était fonction de la proportion d'experts ayant sélectionné cette conséquence, mais l'importance du consensus était fonction de la fréquence d'utilisation des règles. En effet, une divergence forte d'opinion sur une règle peu utilisée serait négligeable : la règle représenterait des conditions rencontrées de façon marginale dans l'environnement. Ainsi, une attention spéciale a été portée sur les règles les plus utilisées. Les fréquences d'utilisation de chacune des 27 règles ont été calculées en sommant le nombre d'utilisation d'une règle pour chaque expert, puis en rapportant ce nombre au nombre total de règles utilisées durant les simulations.

2.6.2 Influences des expériences personnelles des experts

Le nombre important d'experts ayant participé à notre projet a permis de tester l'influence de certaines « expériences personnelles » dans la modélisation floue. En effet, certaines de ces expériences permettaient de séparer les experts en sous-groupes de même importance. De là, nous avons tenté de savoir si une expérience commune à un sous-groupe influençait de la même manière l'ensemble des experts le constituant, et si leurs résultats dans une modélisation floue étaient significativement différents de l'autre sous-groupe.

Trois « expériences personnelles » ont été sélectionnées : l'étendue géographique des connaissances de l'expert (reflété par le continent, Europe ou Amérique, où travaille l'expert), l'origine pratique ou théorique des connaissances (c'est-à-dire des connaissances issues principalement du travail de terrain, principalement de la littérature académique, ou une pondération égale entre les deux), et le secteur d'emploi (institutions privées ou publiques). La littérature scientifique indique, par exemple, que les saumons Atlantique en période de fraie montrent des préférences d'habitat différentes selon que leur rivière de fraie soit norvégienne, écossaise ou canadienne (Armstrong *et al.*, 2003). Notre hypothèse était que la connaissance des experts acquise sur le terrain se conformerait aux adaptations locales des poissons, et que ces adaptations se refléteraient dans les définitions des ensembles et règles floues. Notre questionnement suivant était de savoir si l'origine des connaissances, selon qu'elles sont pratiques ou plus

théoriques (c'est-à-dire issue principalement de la lecture académique) pouvaient avoir un impact sur la vision d'un expert, l'hypothèse étant qu'un expert avec une expérience principalement académique aurait une connaissance plus internationale des préférences du saumon, alors que l'expert de terrain aurait une connaissance plus locale de ces préférences, en ayant par ailleurs pu observer des conditions marginales non publiées. Enfin, concernant le secteur d'emploi (privé ou public), notre question portait sur l'influence que pouvaient avoir les différences d'objectifs et de méthodes de travail entre secteur privé et secteur public sur les experts.

Pour tester ces expériences personnelles, les experts ont été divisés selon l'expérience testée, puis exactement le même protocole que décrit précédemment a été appliqué aux courbes d'APU normalisées et interpolées des deux sous-groupes, à savoir le calcul des deux courbes médianes d'APU, puis le calcul de l'intervalle de confiance par la méthode de bootstrap pour chacun des sous-groupes. Ainsi, l'influence de l'expérience testée était considérée comme significative dès lors que les intervalles de confiance des deux sous-groupes cessaient de se chevaucher.

3 RÉSULTATS

3.1 Modèles flous des habitats des 3 stades de vie

À la fin de l'étude, 29 experts ont défini les ensembles et règles flous des modèles d'habitat des tacons et des adultes frayants, et 24 experts, pour le modèle appliqué aux jeunes de l'année. Pour chacun de ces stades de vie, ont été calculés les courbes d'APU, la courbe médiane et les intervalles de confiance. Les principaux résultats sont présentés ci-dessous.

Pour le modèle flou d'habitat d'alimentation des jeunes de l'année, 24 courbes d'APU standardisées (c'est-à-dire divisées par la plus haute valeur atteinte par l'ensemble des courbes, les faisant évoluer entre 0 et 1) ont été tracées à partir des ensembles et règles flous définis par 24 experts (Fig. 3-1a). La plupart de ces courbes suivent une trajectoire similaire : une progression rapide des APU à mesure que le débit augmente, jusqu'à atteindre un plateau, ou un maximum suivi d'une diminution des APU. Pour les courbes présentant un maximum, ces dernières sont observables pour des valeurs de 300 à 600 m³ s⁻¹. La gamme de valeurs d'APU couverte par l'ensemble des courbes d'experts est large, jusqu'à 0,82 unité d'APU pour un même débit, entre la valeur la plus haute et la valeur la plus basse. L'intervalle de confiance en résultant, bien que proche de la courbe médiane pour de faibles débits, s'élargit jusqu'à présenter une largeur maximale de 0,25 unité d'APU, avec une largeur moyenne de 0,16 unité (Fig. 3-1b).

Pour le modèle des tacons, encore une fois, la plupart des 29 courbes d'APU montraient une croissance rapide puis un plateau ou une décroissance (Fig. 3-2) : 17 d'entre elles atteignaient un plateau sans jamais atteindre de maximum, les 12 courbes restantes présentaient des maximums d'APU pour des valeurs de débits de 600 à 900 m³ s⁻¹. À l'exception de 3 courbes marginales, toutes les courbes étaient proches les unes des autres : pour un même débit, la plus grande différence d'APU entre 2 courbes était de 0,54. L'intervalle de confiance issu de ces courbes présente une largeur moyenne de 0,15 unité.

Enfin, les 29 courbes du modèle d'habitat de reproduction des adultes montraient pour la plupart une croissance rapide puis un plateau ou une décroissance, présentant le cas échéant des maximums entre 300 et 500 m³ s⁻¹ (Fig. 3-3a). La gamme d'APU couverte par l'ensemble des courbes est au maximum de 0,79 unité d'APU standardisées, mais l'intervalle de confiance autour de la courbe médiane est étroit : 0,09 APU en moyenne (Fig. 3-3b).

Il a été possible de suggérer des débits réservés, en prenant les 90 % du maximum atteint par les courbes médianes, et d'évaluer les variations possibles dans les résultats attendus grâce aux intervalles de confiance. Ainsi, selon les courbes du modèle d'habitat des jeunes de l'année, le 90 % du maximum d'APU égalait 0,367 pour un débit de 271 m³ s⁻¹, dans un intervalle de confiance s'étendant de 0,29 à

0,48. Pour les tacons, la valeur de débit réservé était de $432 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, pour un APU médian de 0,42 et un intervalle de confiance de 0,336 à 0,505. Enfin, le modèle des adultes frayants calculait un débit de $954 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour un APU médian égal à 0,458, oscillant entre 0,42 et 0,51 APU standardisées.

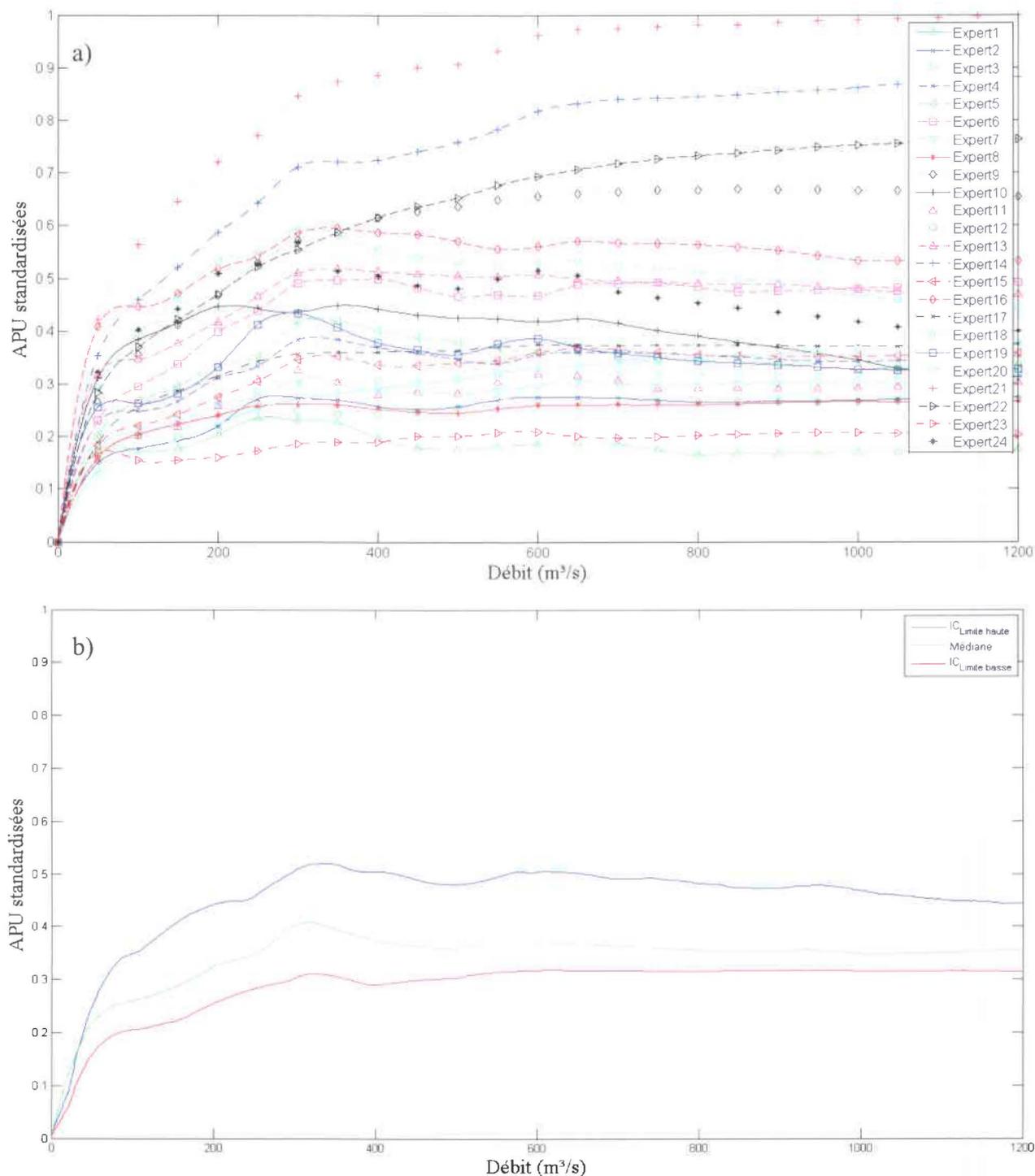


Figure 3-1 : Courbes d'APU standardisées de la rivière Romaine (Canada) pour l'habitat d'alimentation des jeunes de l'année, pour chaque expert (a), et courbes médianes et intervalle de confiance obtenu par bootstrap (b).

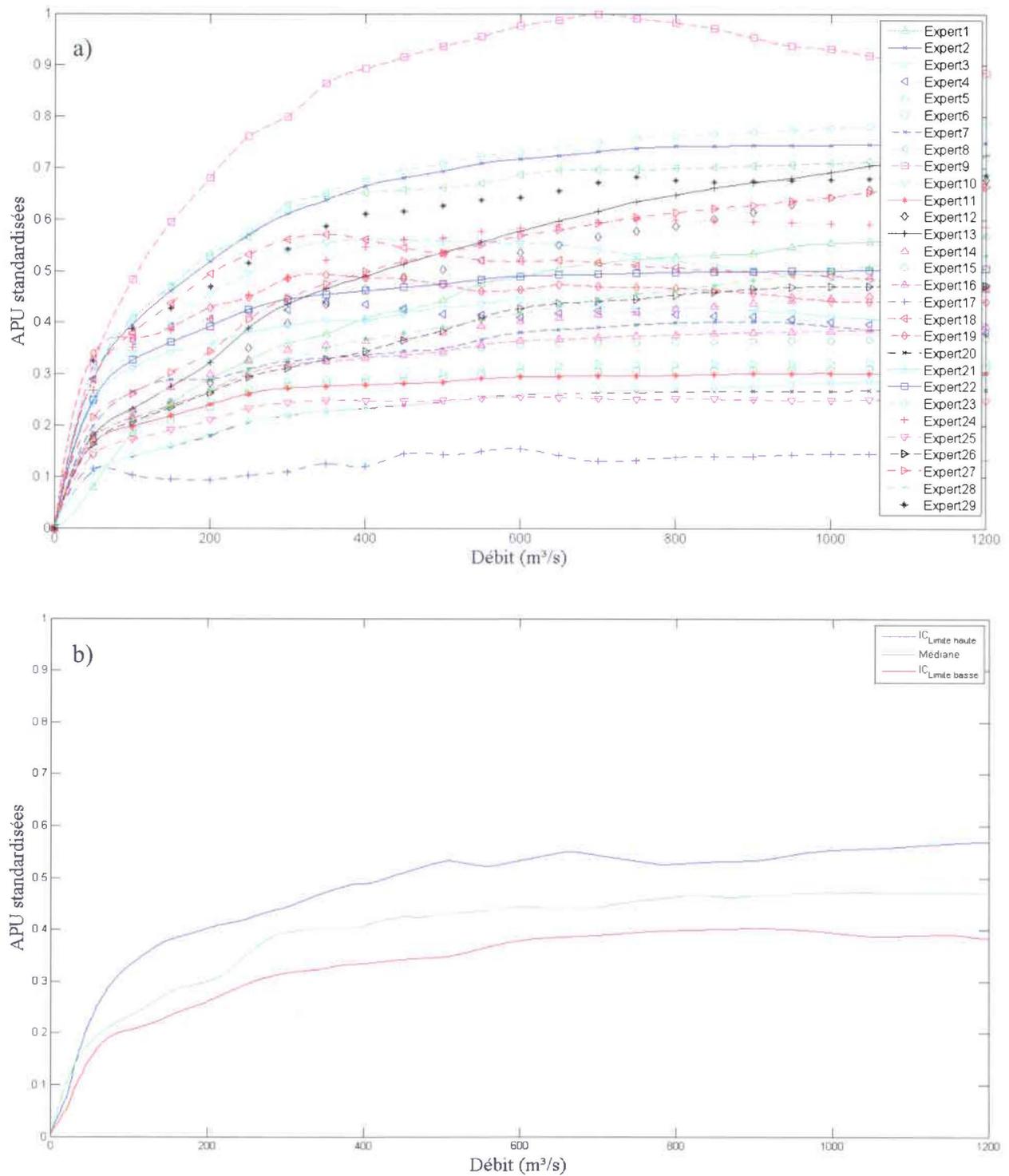


Figure 3-2 : Courbes d'APU standardisées de la rivière Romaine (Canada) pour l'habitat d'alimentation des tacons du saumon atlantique, pour chaque expert (a), et courbes médianes et intervalle de confiance obtenu par bootstrap (b).

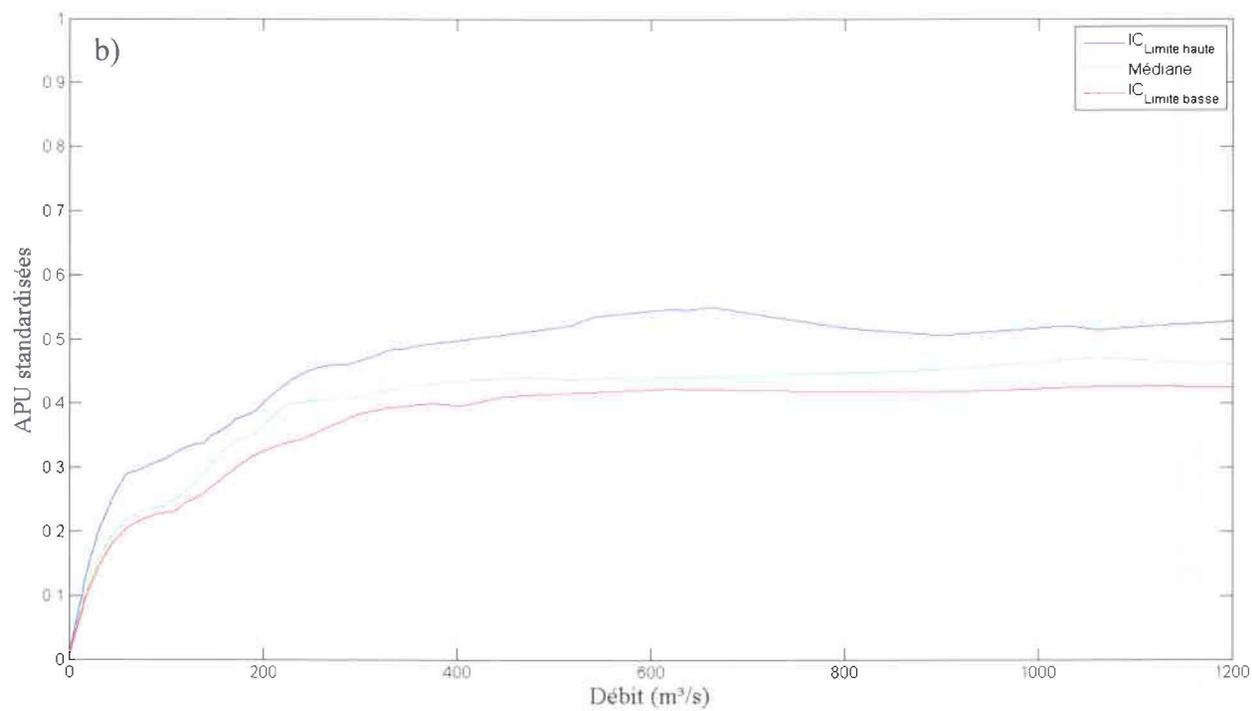
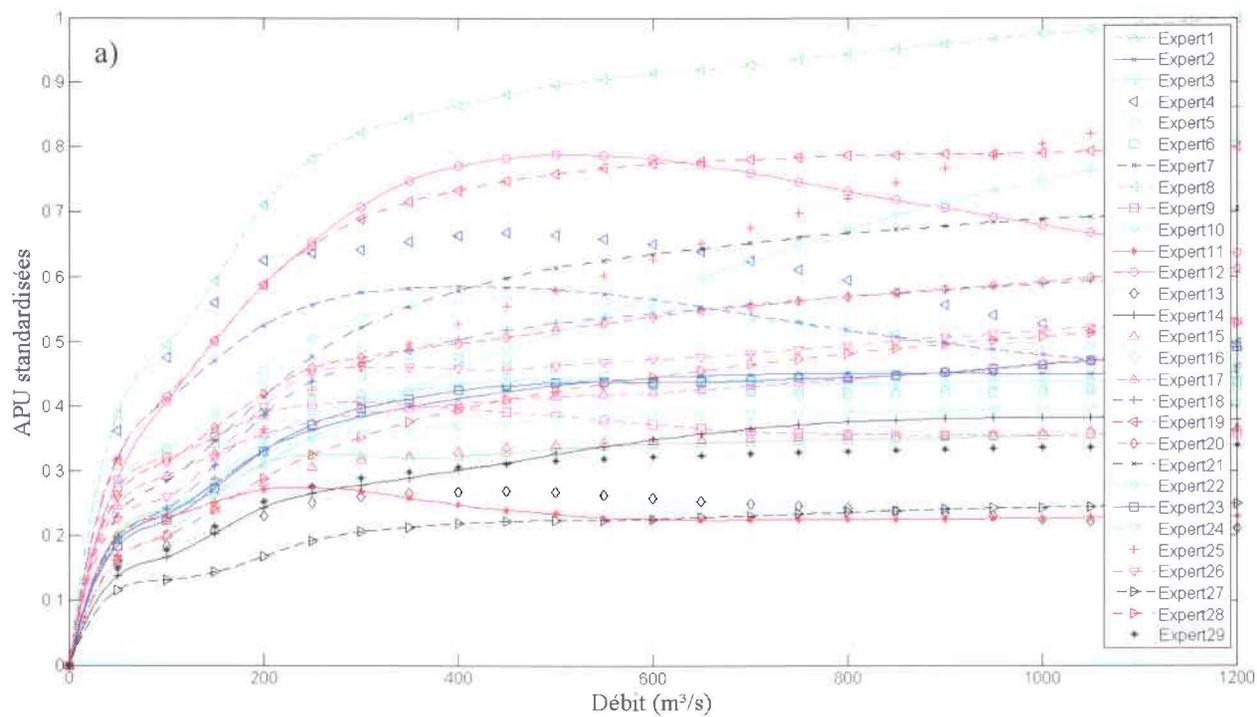


Figure 3-3 : Courbes d'APU standardisées de la rivière Romaine (Canada) pour l'habitat de reproduction du saumon atlantique, pour chaque expert (a), et courbes médianes et intervalle de confiance obtenu par bootstrap (b).

3.2 Validation partielle des modèles d'habitat des tacons et des jeunes de l'année

3.2.1 Validation sur la rivière Romaine

La profondeur, la vitesse du courant et la taille moyenne du substrat ont été mesurées à 645 points de la rivière Romaine. À 206 de ces points, 220 jeunes de l'année et 203 tacons ont été retrouvés. À partir des données environnementales, une valeur d'IQH a été calculée pour chacun des points, en présence et en absence de poisson, à partir des ensembles et règles flous de chacun des experts. Ainsi, 3 480 valeurs d'IQH étaient associées à la présence de jeunes de l'année, 12 000 valeurs pour leur absence, 4 205 valeurs associées à la présence de tacons et 14 500 valeurs associées à leur absence.

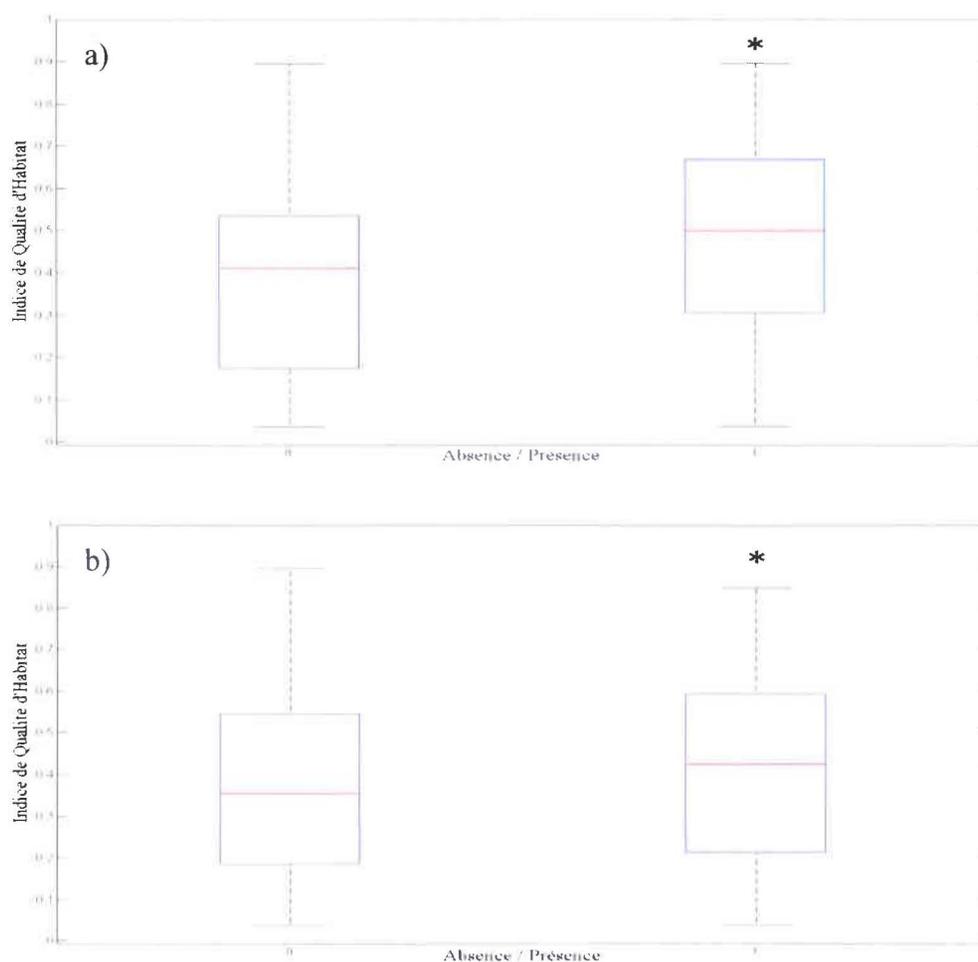


Figure 3-4 : Résumé des valeurs d'IQH modélisés à partir des données d'absence (gauche)/présence (droite) de jeunes de l'année (a) et de tacons (b) du saumon atlantique de la rivière Romaine. Les différences significatives entre « Absence » et « Présence » sont signalées par un astérisque (Test-t de Student à deux échantillons, $p\text{-value} < 0,05$).

Ainsi, pour les jeunes de l'année, la médiane des valeurs d'IQH pour les absences et les présences égalait respectivement 0,41 et 0,50, des moyennes respectives de 0,39 et 0,43, avec des écarts-type de 0,228 et 0,230. Les valeurs d'IQH calculées étaient significativement plus fortes pour le groupe des présences que pour celui des absences selon le test de Student pour deux échantillons ($t = -19,4768$, $df = 15478$, $p\text{-value} < 2,2e-16$), mais la RM-ANOVA associée à l'échantillonnage aléatoire stratifié n'a montré des $p\text{-value}$ inférieures à 0,05 que dans 2,5 % des cas.

Pour les tacons, les valeurs médianes d'IQH pour les absences et présences égalait respectivement 0,35 et 0,43, des moyennes respectives de 0,39 et 0,43, avec des écarts-types de 0,233 et 0,231. Le test de Student montrait une différence significative entre les deux groupes ($t = -9,37$, $df = 18703$, $p\text{-value} < 2,2e-16$), et la RM-ANOVA calculait des $p\text{-value}$ inférieures à 0,05 dans 99,9 % des cas.

3.2.2 Validation sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Ste Marguerite

L'ensemble des mesures environnementales des sites des trois cours d'eau, pour les années 2011 et 2012, a été traité avec le modèle flou d'habitat d'alimentation des tacons, expert par expert, fournissant les Indices de Qualité d'Habitat de 170 présences, soit 4930 IQH de présences, et 64 513 IQH d'absences. L'échantillonnage aléatoire stratifié a été réalisé au sein de ces IQH d'absences, afin d'obtenir des sous-ensembles de mêmes tailles en présence et en absence pour la RM-ANOVA, puis le processus a été répété 2000 fois.

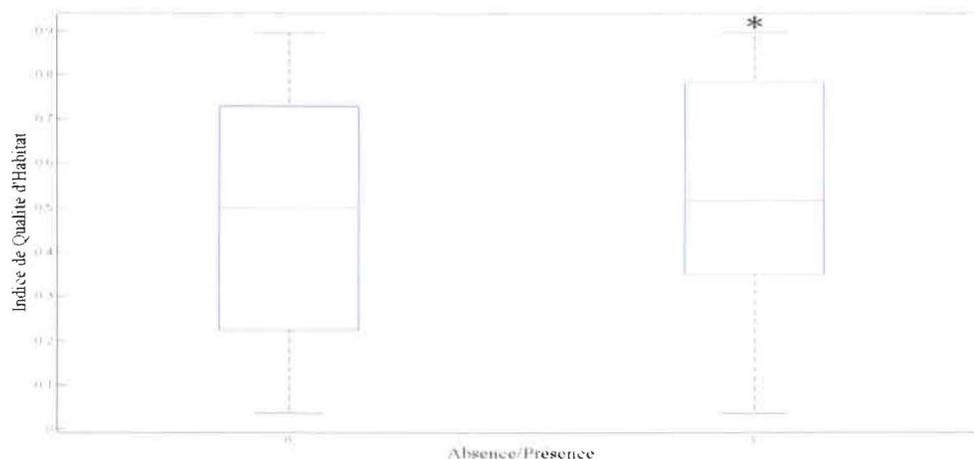


Figure 3-5 : Distribution des valeurs d'IQH modélisés à partir des données d'absence (gauche)/présence (droite) des tacons du saumon atlantique des rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite.

Les différences significatives entre « Présence » et « Absence » sont signalées par un astérisque (Test-t de Student à deux échantillons, $p\text{-value} < 0,05$).

Les IQH ainsi calculés pour les présences et les absences présentaient respectivement des médianes de 0,52 et 0,50, des moyennes de 0,53 et 0,49, et des écarts-types de 0,24 et 0,25 (Fig. 3-5). La différence était significative, selon le test-t de Student pour deux échantillons ($t = 9,3745$, $df = 18703$, $p\text{-value} < 2,2e-16$), et la RM-ANOVA calculait des $p\text{-value} < 0,05$ dans 51,8 % des cas.

3.3 Influence des variations de la distance de prise de mesures autour du poisson dans le modèle de logique floue

Les 93 poissons observés en 2012 sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite, et les mesures environnementales associées, ont permis de calculer 13 485 IQH, soit 2 697 valeurs d'IQH par distance considérée. Pour les calculs, la moyenne des IQH d'une distance donnée a été calculée pour chaque poisson, soit 465 valeurs réparties entre les cinq distances.

La taille moyenne du substrat (Fig. 3-6a) montrait des différences significatives entre la distance 50 cm et les distance de 10 cm ($p\text{-value} = 0,048$) et 25 cm ($p\text{-value} = 0,036$). La profondeur (Fig. 3-6b) ne montrait de différence significative qu'entre la distance de 100 cm et les trois autres distances ($p\text{-value} = 0,003$). Enfin, aucune différence significative n'a été observée pour la vitesse du courant (Fig. 3-6c).

Au final, 465 valeurs d'IQH ont été calculées, réparties entre cinq distances différentes (Fig. 3-7). Les distances focale et à 10 cm n'étaient pas significativement différentes l'une de l'autre ($p\text{-value} = 0,12$), mais l'étaient avec les trois autres distances ($p\text{-values} < 0,05$). Ces trois dernières distances n'étaient pas significativement différentes les unes des autres ($p\text{-values} > 0,1$). Les moyennes respectives des IQH pour les distances de 0, 10, 25, 50 et 100 cm étaient 0,48 ($\sigma^2=0,012$), 0,498 ($\sigma^2=9,10^{-3}$), 0,508 ($\sigma^2=8,9,10^{-3}$), 0,512 ($\sigma^2=7,10^{-3}$) et 0,511 ($\sigma^2=8,10^{-3}$).

Les moyennes respectives des IQH pour les distances de 0, 10, 25, 50 et 100 cm étaient 0,48, 0,498, 0,508, 0,512 et 0,511, avec pour écarts-types 0,107, 0,096, 0,094, 0,085 et 0,92 (Fig. 3-7).

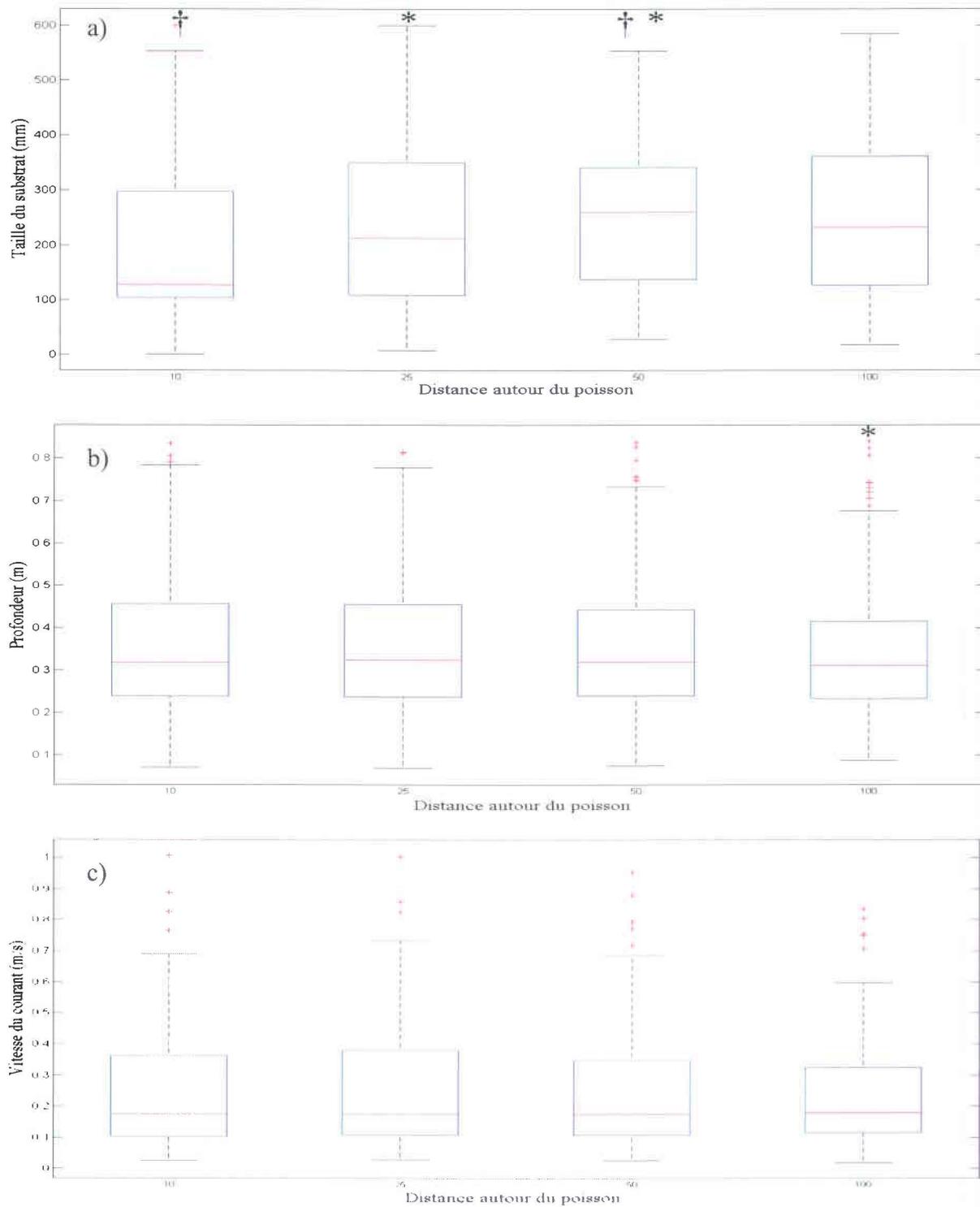


Figure 3-6 : distribution des valeurs de taille de substrat (a), de profondeur (b) et de vitesse (c) en fonction des distances de prise de mesure autour du poisson, respectivement de gauche à droite à 10 cm, 25 cm, 50 cm et au-delà de 50 cm.
 Les différences significatives entre les différents groupes deux à deux sont signalées par un astérisque ou une obèle (Test de Friedman, p-value < 0,05).

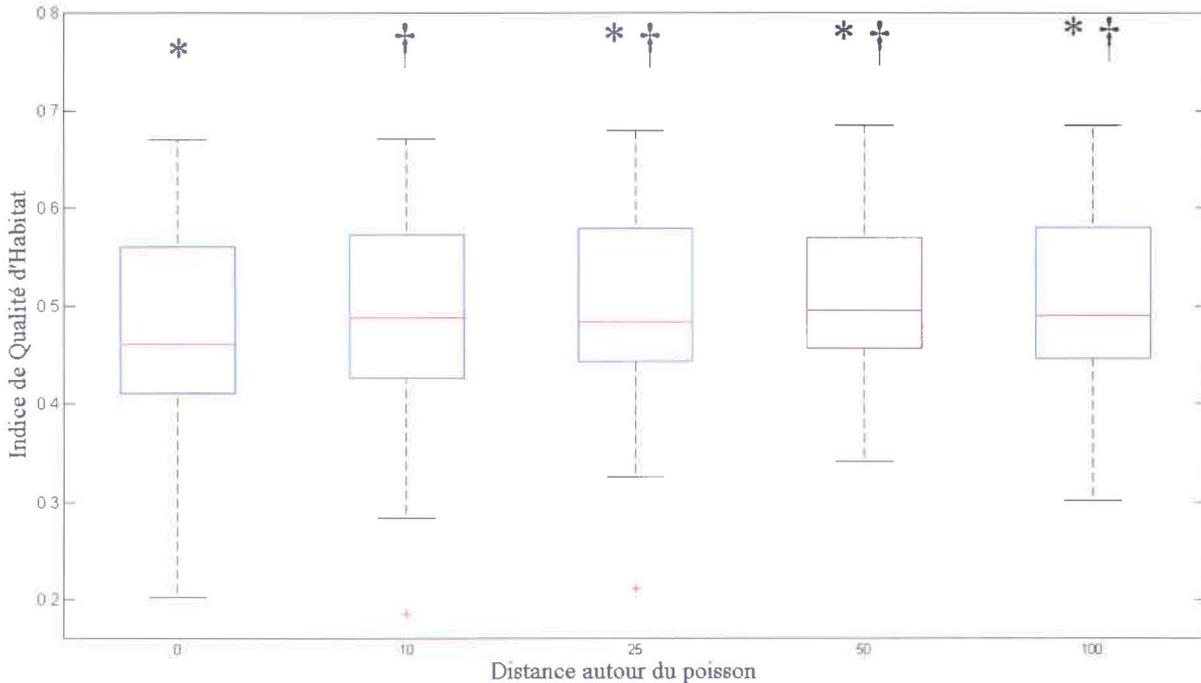


Figure 3-7 : Distribution des valeurs d'IQH calculées pour les mesures à l'emplacement exact du poisson puis aux distances de prise de mesure de 10, 25, 50 et au-delà de 50 cm autour du poisson.
 Les différences significatives entre les différents groupes deux à deux sont signalées par un astérisque ou un obèle (Test de Friedman, p-value < 0,05)

Les valeurs des mesures à la distance de 50 cm, où la médiane était la plus forte et la variabilité la plus faible, ont été utilisées pour visualiser les relations entre les variables physiques et les valeurs d'IQH pour chaque présence (Fig.3-8). Ainsi, les valeurs d'IQH variaient de 0,34 à 0,68, augmentant avec l'augmentation de la vitesse, de la taille du substrat et de la profondeur, avec toutefois une plus forte corrélation entre la vitesse et les valeurs d'IQH ($r^2=0,84$) qu'avec les autres variables environnementales ($r^2=0,53$ pour la relation IQH-profondeur, $r^2=0,43$ pour la relation IQH-substrat). Les tacons ont été trouvés dans des habitats aux IQH allant de 0,34 à 0,68, et étaient les plus fréquemment rencontrés dans des habitats ayant des IQH entre 0,45 et 0,5 (Fig.3-9). En ne considérant que les données environnementales dont les IQH sont élevés (IQH>0,5), les variables vitesse, profondeur et taille du substrat ont été centrées puis réduites afin de les rendre comparables. La vitesse présentait alors la variance la plus faible ($\sigma^2=0,068$), suivi de la taille du substrat ($\sigma^2=0,077$) et de la profondeur ($\sigma^2=0,093$). Ceci indiquerait que la vitesse est la variable prépondérante dans le choix de l'habitat du tacon, puisque sa variance est plus faible pour les valeurs d'IQH élevés.

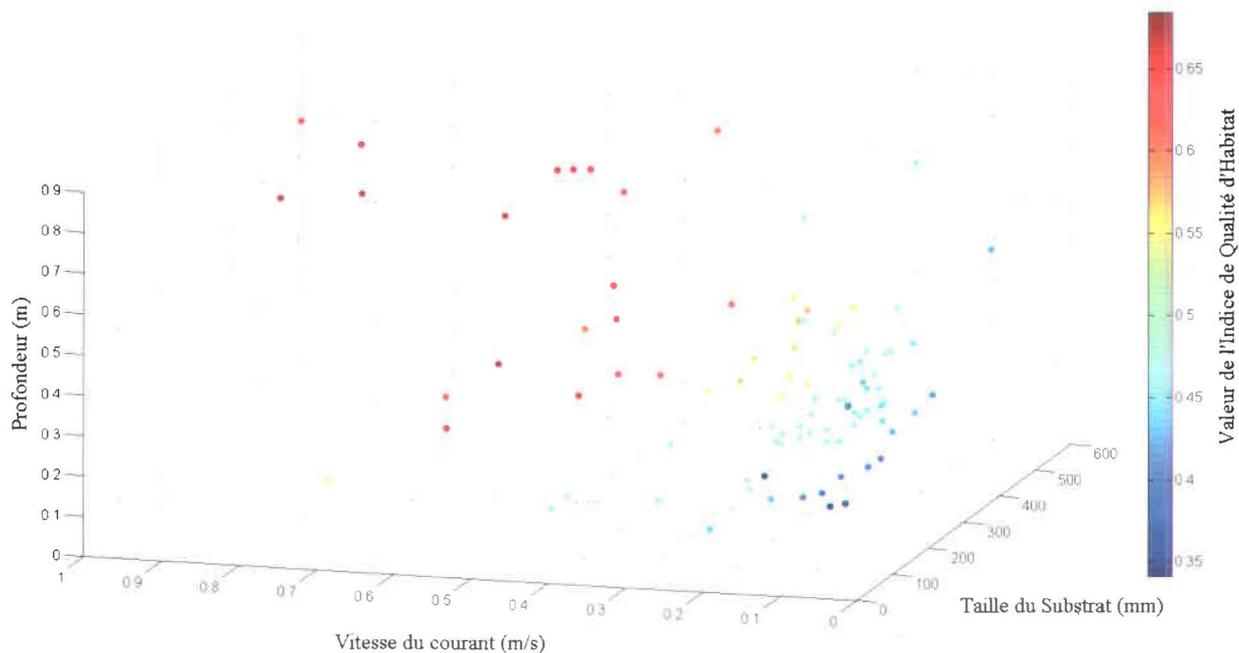


Figure 3-8 : Distribution des poissons et des valeurs d'Indice de Qualité d'Habitat calculés, en fonction des variables physiques Vitesse, Taille du Substrat et Profondeur, pour des mesures prises dans un rayon de 50 cm autour des individus.

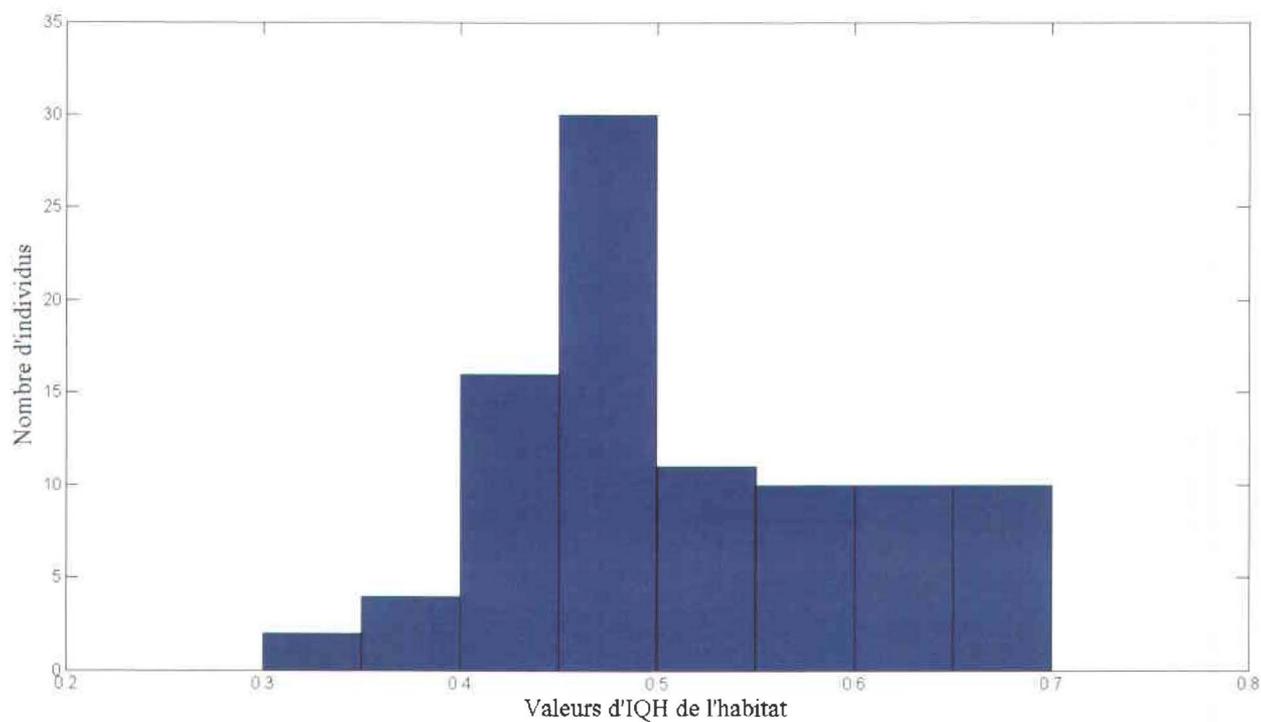


Figure 3-9 : Distribution des effectifs des poissons en fonction de la valeur moyenne d'IQH de l'habitat qu'ils occupaient, pour des mesures prises dans un rayon de 50 cm autour des individus.

3.4 Les connaissances d'experts dans la modélisation floue

3.4.1 Consensus et fréquences d'utilisation des règles floue

L'analyse des consensus, c'est-à-dire la catégorie d'IQH la plus fréquemment utilisée comme conséquence pour une règle floue donnée, a permis de mettre en évidence les combinaisons de profondeur-vitesse-substrat dont le résultat est bien connu, et celle où, au contraire, les conséquences portent à discussion, mais dont l'importance est pondérée par leur fréquence d'utilisation (Tab. 3-1).

Ainsi, dans les règles floues appliquées au modèle des jeunes de l'année, au moins 75 % des experts ont défini la même conséquence pour six règles seulement, dont cinq incluant la catégorie « substrat fin » et définissant un IQH pauvre. Mais une seule de ces règles avait une fréquence d'utilisation supérieure à 3 %. La dernière règle consensuelle, la règle n°14 « substrat moyen- vitesse moyenne – profondeur moyenne » donnait un IQH haut, mais n'était utilisée que dans 2 % des cas. Les règles dont les conséquences étaient les plus discutées, c'est-à-dire regroupant moins de 50 % d'opinions convergentes, sont au nombre de six, dont deux faisaient partie des règles les plus utilisées : les règles n°24 (16,11 %) et n°27 (13,9 %).

Pour les tacons, les sept règles consensuelles pour plus de 75 % des experts ne sont que peu utilisées, moins de 2 % chacune, dont la règle n°14 « substrat moyen- vitesse moyenne – profondeur moyenne ». Quatre règles étaient discutées, mais aucune d'entre elles ne dépassait les 3 % de fréquence d'utilisation.

Enfin, les consensus étaient plus fréquents dans les modèles d'habitat de reproduction des adultes : 13 règles avaient une conséquence plébiscitée par plus de 75 % des experts, déterminant pour 12 d'entre elles un IQH faible, et seule la règle n°19 « substrat grossier – profondeur faible — vitesse faible » était utilisé plus de 10 % des cas. De plus, parmi ces règles consensuelles, huit incluaient la catégorie « substrat fin » et sept, « vitesse lente ». Enfin, les trois règles les plus fréquemment utilisées incluaient la catégorie « substrat grossier » (Règles n°27, 21.7 % ; n°24, 15.7 % ; n°19, 14 %).

3.4.2 Influences des expériences personnelles des experts

De l'ensemble des « expériences personnelles » qu'il était possible de tester, trois ont été conservés : l'étendue géographique des connaissances, la source de ces connaissances et l'emploi privé ou public de l'expert. Lorsque les intervalles de confiance cessaient de se chevaucher, les consensus dans les règles floues étaient détaillés pour expliquer ce qui différençait les deux groupes.

Tableau 3-1 : Consensus des règles floues des modèles d'habitat d'alimentation des jeunes de l'année, des tacons et de l'habitat de reproduction du saumon atlantique.

L= Catégorie « IQH faible » (« Low »); M= Catégorie « IQH Moyen »; H= Catégorie « IQH fort » (« High »).
Les règles les plus fréquemment utilisées pour chaque stade de vie sont indiquées **en gras**.

*= Consensus >75% des experts ;

† =Consensus <50% des experts.

Règle	Substrat	Vitesse	Prof.	Consensus et fréquences d'utilisation (%)					
				Jeunes de l'année		Tacons		Adultes	
1	L	L	L	L*	1.41	L*	0.49	L*	0.30
2	L	L	M	L	1,40	L*	0,66	L*	0,23
3	L	L	H	L*	2,01	L*	1,90	L*	0,92
4	L	M	L	L	0,22	L*	0,11	L*	0,07
5	L	M	M	M	2,84	M	1,07	L*	0,29
6	L	M	H	L	11,70	L	8,67	L*	3,72
7	L	H	L	L*	0,01	L*	0,02	L*	0,02
8	L	H	M	L*	0.38	L	0.29	L	0.13
9	L	H	H	L*	10.55	L	5.98	L*	8.14
10	M	L	L	M	0.91	L*	1.82	L*	0.58
11	M	L	M	M	1.03	M	1.19	M	0.44
12	M	L	H	L	1.46	M†	3.13	M	1.67
13	M	M	L	H	0.18	M	0.15	M†	0.09
14	M	M	M	H*	2.03	H*	1.65	H*	0.49
15	M	M	H	M	8.91	M	13.28	M or H†	7.67
16	M	H	L	M	0.01	M	0.02	M	0.02
17	M	H	M	M†	0.23	H	0.25	H	0.14
18	M	H	H	L	7.56	M	7.48	M	12.76
19	H	L	L	L	4.93	L	13.60	L*	14.06
20	H	L	M	M†	2.76	M	4.23	L*	2.74
21	H	L	H	L	3.23	L	4.65	L*	4.32
22	H	M	L	M	0.39	M	0.63	L	0.63
23	H	M	M	M or H†	4.87	H	4.23	M	2.80
24	H	M	H	L†	16.11	M	16.27	L	15.65
25	H	H	L	M†	0.02	L†	0.03	L	0.04
26	H	H	M	M	0.96	M†	0.52	L	0.43
27	H	H	H	L or M†	13.90	M†	7.70	L	21.65

3.4.2.1 Influence de l'aire géographique des connaissances

Les experts ont été divisés en deux groupes selon l'étendue géographique sur laquelle ils ont principalement travaillé : ainsi, 9 experts appartenaient au groupe « Européen », et 18 appartenaient au groupe « Nord-Américain ».

Tableau 3-2 : Différences de consensus dans les conséquences des règles floues entre experts nord-américains et experts européens pour le modèle flou d'habitat de reproduction du saumon atlantique

L= Catégorie « IQH faible » (« Low ») ; M= Catégorie « IQH Moyen »; H= Catégorie « IQH fort »("High »).
Les 19 autres règles possibles avaient les mêmes conséquences pour les 2 groupes.

Règle	Substrat	Vitesse	Prof.	Experts nord-américains	Experts européens
12	M	L	H	L	M
13	M	M	L	M	M/L
15	M	M	H	M	H
20	H	L	M	L	M/L
24	H	M	H	L	M
25	H	H	L	L	L/M
26	H	H	M	L	M
27	H	H	H	L	M

Pour les jeunes de l'année (Fig. 3-10a), la courbe médiane des experts nord-américains (valeur moyenne $\mu_{APU}=0,33 \pm 0,056$, $\max=0,39$ à $Q=321 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) est légèrement inférieure à celle des experts européens ($\mu_{APU}=0,46 \pm 0,078$, $\max=0,52$ à $Q=339 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Par ailleurs, l'intervalle de confiance autour de la médiane des experts nord-américains est plus étroit (différence moyenne entre les limites haute et basse de l'intervalle de confiance = 0,16) que celle des Européens (différence moyenne = 0,21), mais les deux intervalles de confiance se chevauchent complètement sur l'ensemble de la gamme de débits.

Les résultats pour les modèles des tacons sont similaires (Fig. 3-10b), bien que la courbe médiane des experts nord-américains ($\mu_{APU}=0,41 \pm 0,096$, $\max=0,48$ à $Q=913 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) est cette fois supérieure à celles des Européens ($\mu_{APU}=0,38 \pm 0,096$, $\max=0,46$ à $Q=800 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Les intervalles de confiance se chevauchent intégralement, l'intervalle de confiance nord-américain (Différence moyenne = 0,18) étant presque entièrement inclus dans l'intervalle de confiance européen (Différence moyenne = 0,33).

Enfin, le modèle d'habitat de reproduction des adultes est le seul à montrer une différence significative entre les deux intervalles de confiance (Fig. 3-10c). La courbe médiane des experts européens ($\mu_{APU}=0,49 \pm 0,11$, $\max=0,55$ à $Q=625 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) est supérieure à celle des experts Nord-Américains ($\mu_{APU}=0,39 \pm 0,081$, $\max=0,44$ à $Q=565 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), et leurs intervalles de confiance (différences moyennes respectives de 0,16 et 0,1) cessent de se chevaucher dès $567 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Cette différence proviendrait de 8 règles floues pour lesquelles les experts européens ont défini des IQH plus élevés que leurs confrères nord-américains (Tab. 3-2).

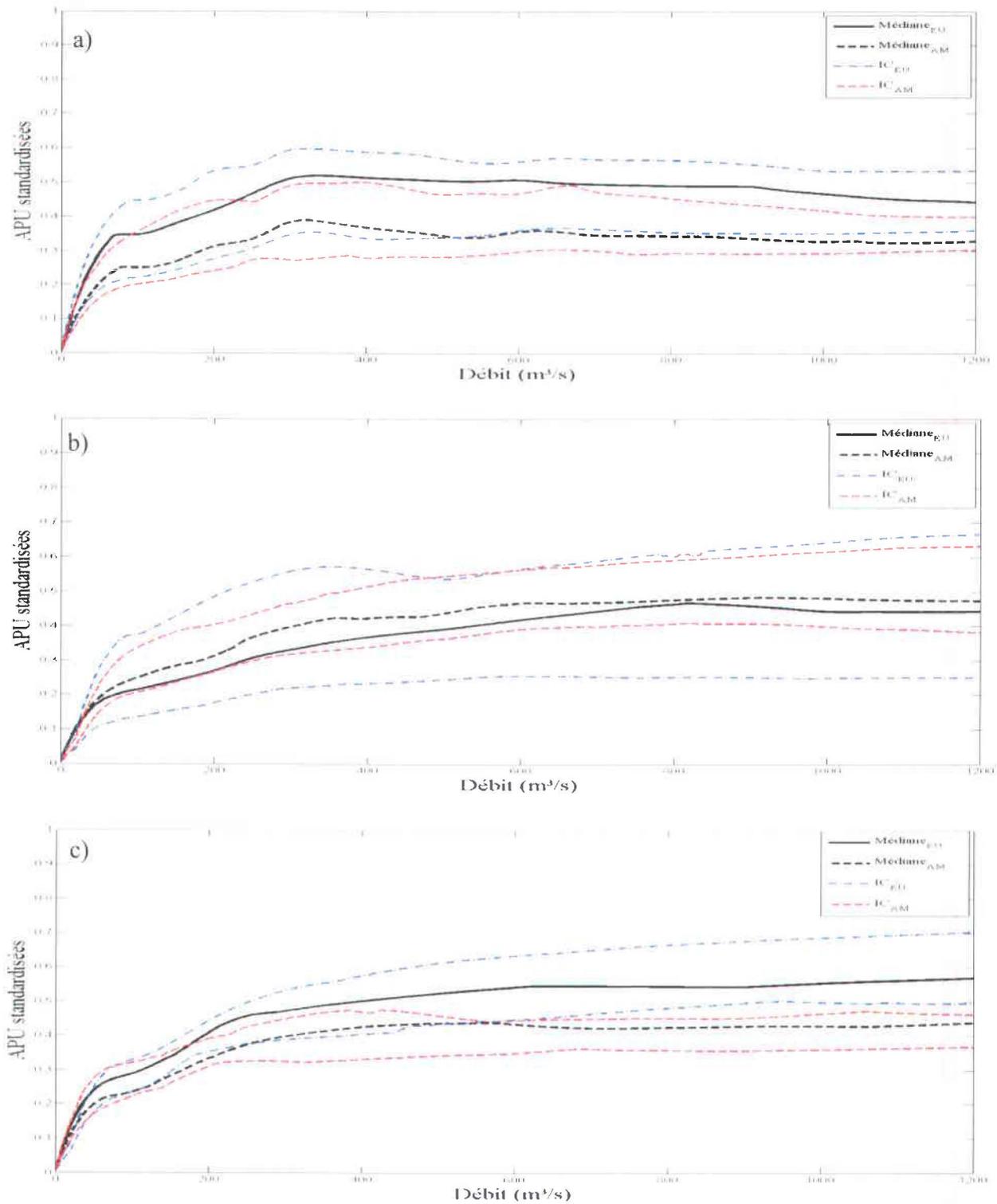


Figure 3-10 : Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiance (IC) obtenue par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence de l'étendue géographique de connaissances des experts (Nord-Américains (AM) ou Européen (EU))

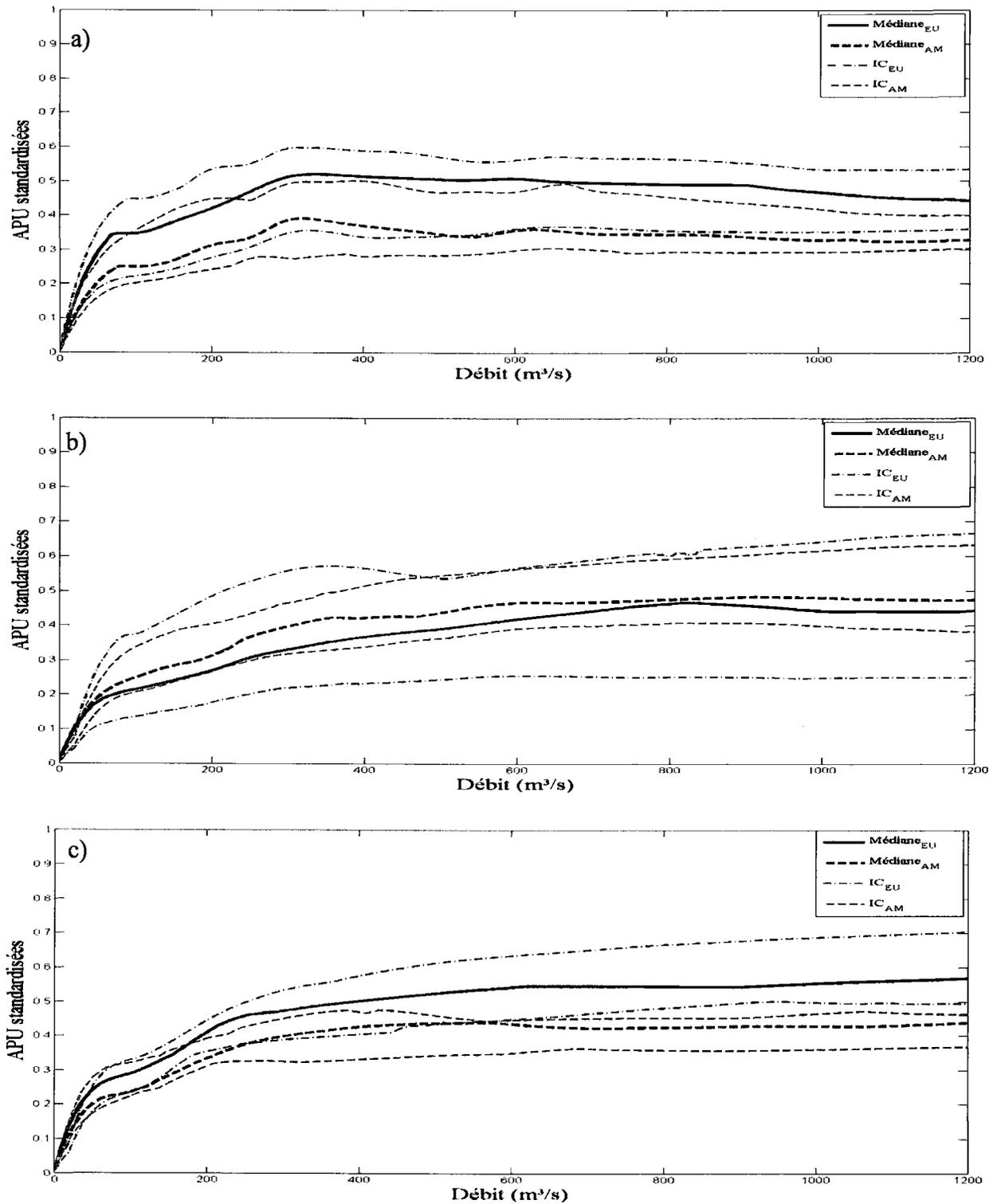


Figure 3-10 : Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiance (IC) obtenue par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence de l'étendue géographique de connaissances des experts (Nord-Américains (AM) ou Européen (EU))

3.4.2.2 Influences de l'origine des connaissances

Onze experts ont déclaré que leurs connaissances sur l'habitat du saumon atlantique venaient principalement du travail de terrain, constituant le groupe « terrain », et 14 experts, que leurs connaissances provenaient équitablement du travail de terrain et de la littérature académique, constituant le groupe « terrain+littérature ». Deux experts ont déclaré avoir une connaissance presque exclusivement littéraire, mais ce groupe était trop petit pour pouvoir être utilisé dans les analyses.

Pour les jeunes de l'année (Fig. 3-11a), les courbes des deux groupes se croisent sans jamais s'écarter (valeur moyenne de la médiane pour le groupe « terrain » $\mu_{APU}=0,35 \pm 0,06$, $\max=0,43$ à $Q=311 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; pour le groupe « terrain+littérature » $\mu_{APU}=0,32 \pm 0,06$, $\max=0,37$ à $Q=661 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). L'intervalle de confiance du groupe « terrain » est plus étroit que celui du groupe « terrain+littérature » (Moyenne de 0,18 et 0,25, respectivement), mais les deux intervalles ne se séparent jamais.

Pour le modèle des tacons (Fig. 3-11b), les deux courbes d'APU restent proches l'une de l'autre (moyenne du groupe « terrain » $\mu_{APU}=0,42 \pm 0,1$, $\max=0,49$ à $Q=1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; groupe « terrain+littérature » $\mu_{APU}=0,42 \pm 0,01$, $\max=0,49$ à $Q=800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), et l'intervalle de confiance du second groupe inclut presque entièrement celui du groupe « terrain » (différences moyennes entre les limites haute et basse égalent 0,27 et 0,2, respectivement).

Enfin, les courbes médianes pour les modèles des adultes en période de reproduction sont moins proches qu'elles ne l'étaient pour les deux autres stades de vie (Fig. 3-11c), malgré des valeurs de moyenne proches (groupe « terrain » $\mu_{APU}=0,43 \pm 0,11$, $\max=0,51$ à $Q=1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; groupe « terrain+littérature » $\mu_{APU}=0,41 \pm 0,07$, $\max=0,44$ à $Q=800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), mais l'intervalle de confiance de ce second groupe est entièrement inclus dans l'intervalle de confiance du groupe « terrain » (différences moyennes de 0,15 et 0,27, respectivement).

3.4.2.3 Influence du secteur d'emploi de l'expert.

Parmi les 30 experts impliqués dans le projet, 10 travaillaient dans le domaine privé (consultants) et 20 dans le domaine public (universitaires, fonctionnaires).

Les courbes médianes des APU du modèle des jeunes de l'année étaient proches l'une de l'autre (moyenne des valeurs d'APU pour le groupe « privé » $\mu_{APU}=0,33 \pm 0,05$, $\max=0,39$ à $Q=321 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; pour le groupe « public » $\mu_{APU}=0,34 \pm 0,06$, $\max=0,40$ à $Q=322 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), et leurs intervalles de confiance ne se sont jamais séparés (différences moyennes respectives de 0,35 et 0,2, Fig.3-12a).

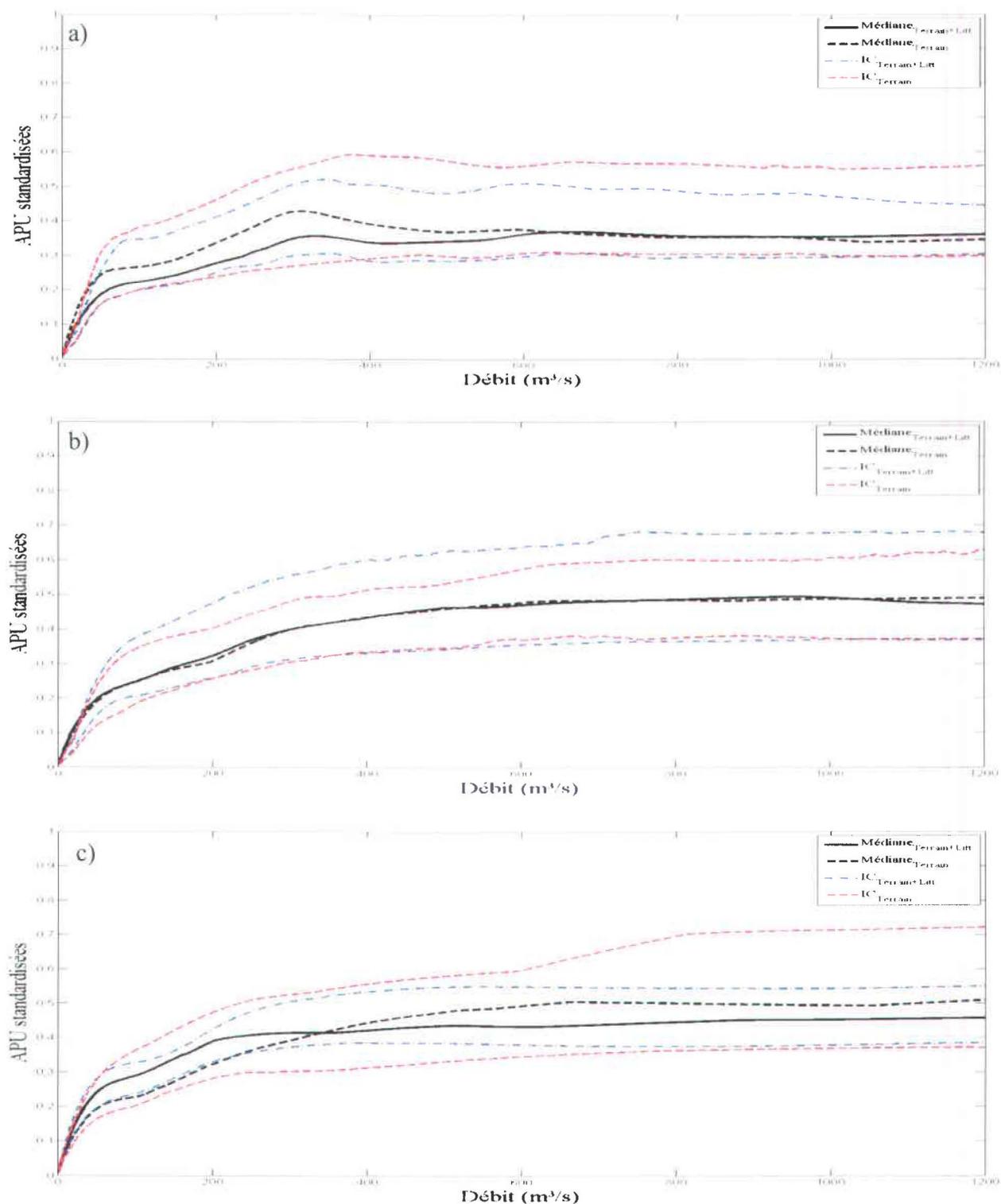


Figure 3-11 : Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiance (IC) obtenues par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence de l'origine des connaissances des experts (Travail de terrain ou travail de terrain+littérature scientifique)

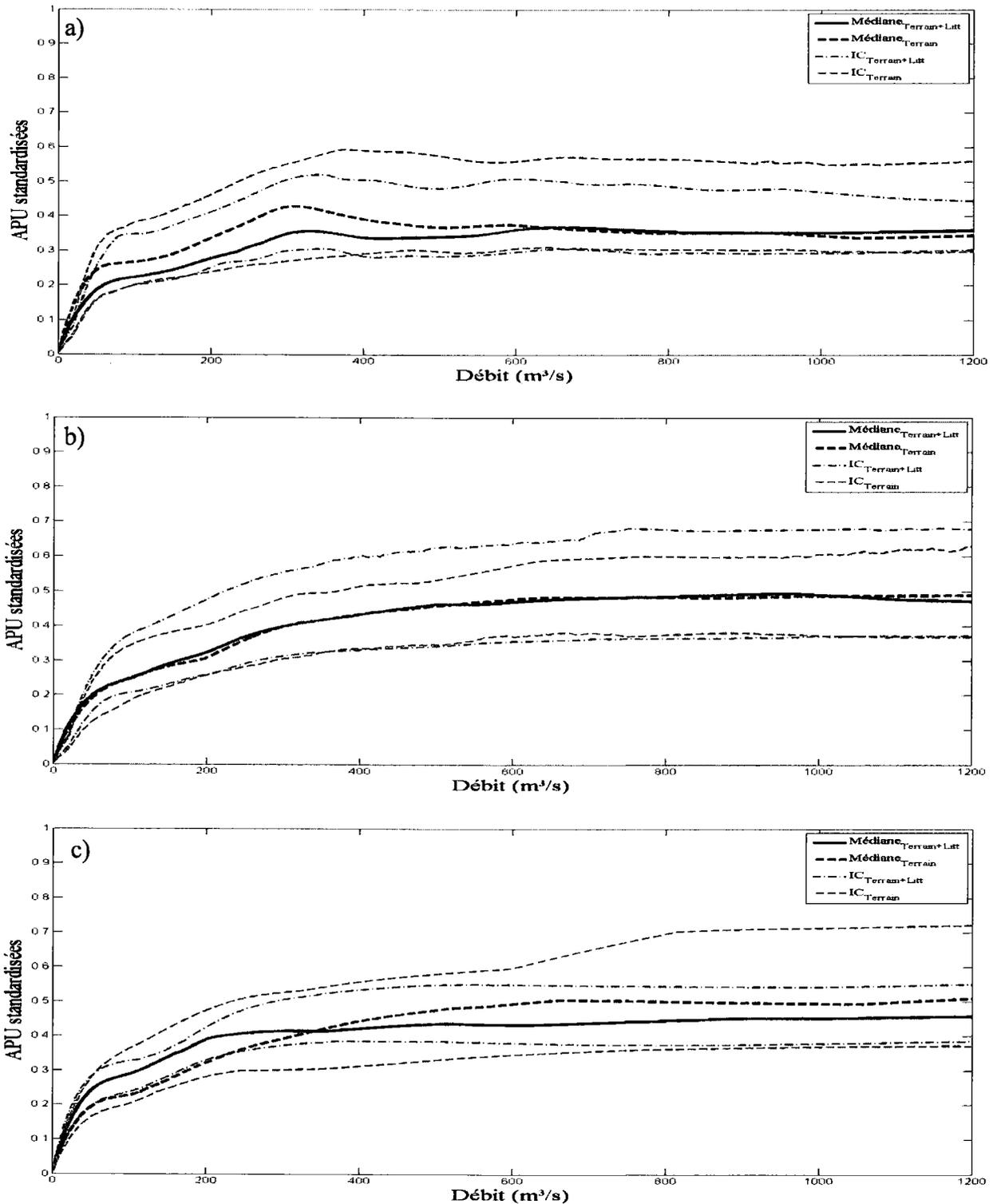


Figure 3-11 : Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiance (IC) obtenues par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence de l'origine des connaissances des experts (Travail de terrain ou travail de terrain+littérature scientifique)

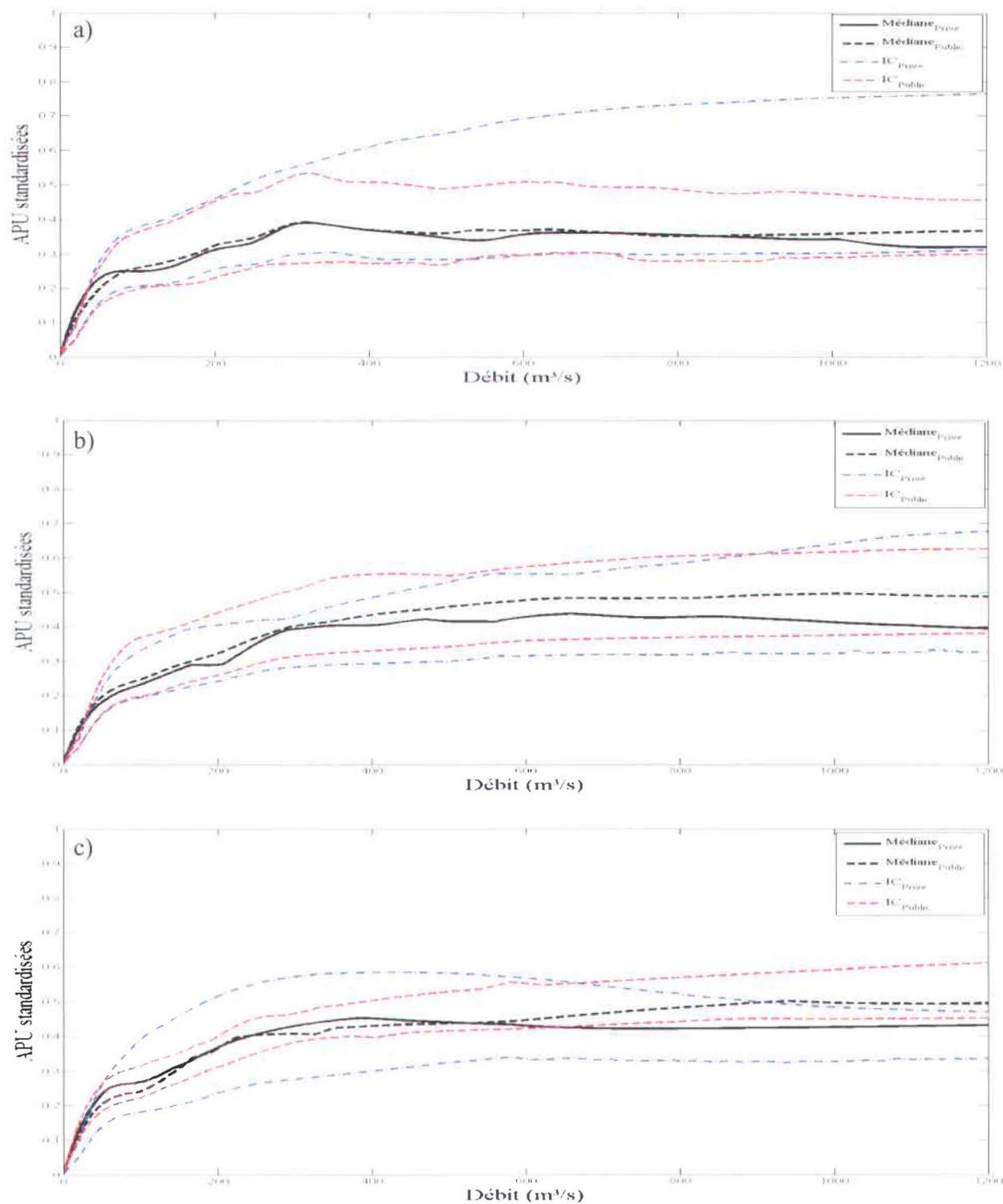


Figure 3-12: Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiances (IC) obtenue par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence du secteur d'emploi des experts (secteur privé ou secteur public).

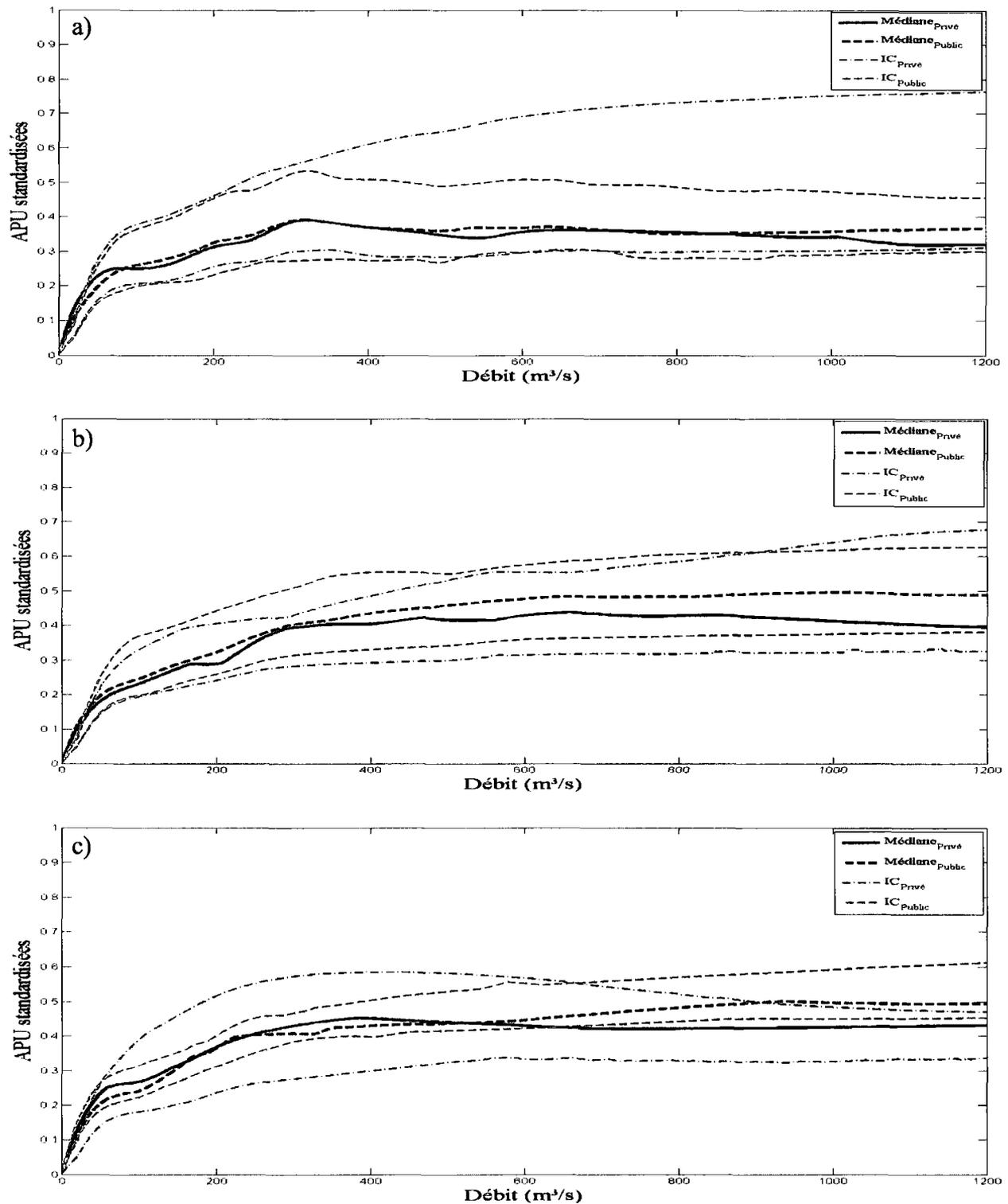


Figure 3-12: Courbes médianes d'APU standardisée et intervalles de confiances (IC) obtenue par bootstrap, de la rivière Romaine (Canada) décrivant l'utilisation de l'habitat par différents stades de vie du saumon atlantique (Jeunes de l'année (a), tacons (b) et adultes frayants (c)), pour tester l'influence du secteur d'emploi des experts (secteur privé ou secteur public).

Pour le modèle des tacons (Fig. 3-12b), la courbe médiane du groupe « public » ($\mu_{APU}=0,424 \pm 0,01$, $\max=0,5$ à $Q=1004 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) était sensiblement supérieure à celle du groupe « privé » ($\mu_{APU}=0,377 \pm 0,08$, $\max=0,44$ à $Q=659 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) et leurs intervalles de confiance ne sont jamais disjoints, malgré des tailles similaires (moyennes respectives de 0,21 et 0,23).

Enfin, pour le modèle des adultes frayants (Fig. 3-12c), les courbes de médiane se croisent plusieurs fois puis divergent à partir de $530 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. La courbe « privé » ($\mu_{APU}=0,423 \pm 0,01$, $\max=0,5$ à $Q=942 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) est supérieure à celle de la courbe du groupe « public » ($\mu_{APU}=0,4 \pm 0,07$, $\max=0,45$ à $Q=386 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), et leurs intervalles de confiance, tous deux étroits (différences moyennes entre la limite haute et basse égalent à 0,21 et 0,12 respectivement), ne se séparent jamais.

4 DISCUSSION

4.1 La logique floue appliquée à la modélisation de l'habitat du saumon atlantique

La logique floue s'est révélée être une méthode valable dans la modélisation de l'habitat du saumon atlantique en intégrant les connaissances d'un grand nombre d'experts, 30 experts ayant participé à la définition des modèles d'un ou plusieurs stades de vie. Pour autant que nous en sachions, il s'agit de la plus grande collection de connaissances d'experts sur le saumon atlantique dans le cadre d'une modélisation floue. De ces modèles ont été calculées des courbes d'Aires Pondérées Utiles (APU) pour chaque stade de vie du saumon, des courbes médianes et les intervalles de confiance autour de ces médianes.

Les variables environnementales d'entrée des modèles, à savoir la profondeur, la vitesse du courant et la taille moyenne du substrat, et la variable de sortie, l'indice de qualité d'habitat (IQH), ainsi que leurs trois catégories respectives, étaient celles déjà utilisées dans le travail d'Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008).

Il aurait été possible de remplacer ou d'ajouter des variables ou des catégories. Cependant, la sélection de ces quatre variables et des trois catégories par variable est réfléchie et optimale dans le cadre de nos travaux. Tout d'abord, la profondeur, la vitesse du courant et le substrat sont les trois principaux paramètres environnementaux influençant l'abondance et la distribution des saumons (Heggenes, 1990) et sont des paramètres fréquemment utilisés en modélisation d'habitat du saumon (Kleinschmidt, 2002; Moir *et al.*, 2005; Hatfield *et al.*, 2011). Dans un second temps, si la multiplication des variables ou des catégories dans un modèle flou permettait d'affiner ses résultats, elle augmente aussi la difficulté de construction du modèle. En effet, l'addition d'une variable ou d'une catégorie implique une augmentation du nombre de bornes des fonctions d'appartenance, une augmentation du nombre de règles floues (dont le nombre total dans notre type de modèle est donnée par la formule $x=m^n$, avec n le nombre de variables et m le nombre de catégories) et une élévation de la difficulté pour l'expert à imaginer les conditions environnementales représentées par les règles floues, provoquant davantage de fatigue et d'abandon des experts (Page *et al.*, 2012). Enfin, le choix d'utiliser des fonctions d'appartenance linéaires par morceaux (au lieu, par exemple, des fonctions gaussiennes qui représentent pourtant mieux les variations subtiles du degré d'appartenance d'une valeur à une autre) s'explique par la relative simplicité de manipulation et de définition des fonctions linéaires, facilitant ainsi le recueil des expertises.

L'un de notre objectif était d'augmenter de manière substantielle le nombre d'experts participant à notre projet, tous ayant une connaissance scientifique du saumon atlantique, mais présentant des expériences

différentes. Ainsi, ce sont 30 experts de quatre nationalités différentes (canadienne, française, anglaise, norvégienne), d'emplois différents (universitaires, chargés d'études/consultant, techniciens de terrain, gestionnaires de ressources) dans des organismes de différents types (firmes privées, offices gouvernementaux, universités).

4.2 Courbes d'APU issues des modèles flous

La plupart des courbes d'APU modélisées dans notre projet suivaient une trajectoire générale, à savoir une croissance rapide avec l'augmentation du débit, c'est-à-dire un gain d'habitat en relation avec une augmentation de la hauteur d'eau et de la surface mouillée, puis une diminution de cette croissance, voire une diminution d'APU en rapport avec les effets délétères d'une augmentation excessive de la vitesse du courant (Fig. 3-1 à 3-3). Cette forme de courbe se retrouve dans d'autres modélisations de l'habitat du saumon atlantique, chez les jeunes de l'année (Gibbins *et al.*, 2000) ou les tacons (Bourgeois *et al.*, 1996) avec PHABSIM.

La gamme de valeurs d'APU couverte par l'ensemble des courbes d'experts était surprenamment importante comparée à celle couverte par les six courbes du travail d'Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008). L'augmentation du nombre d'experts participants a conduit à une plus grande diversité des opinions dans la définition des ensembles et des règles floues, modifiant ainsi la forme générale des courbes d'APU. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer les variations d'un expert à l'autre. Une première explication serait la taille du chevauchement entre deux catégories de variables qui influence le nombre de règles activées et donc la surface finale à *défuzzifier* (plus le chevauchement entre deux catégories sera important, plus la probabilité de déclencher deux règles au lieu d'une augmente). Une taille importante de ce chevauchement pourrait s'expliquer par une connaissance moins précise des préférences du poisson, ou par une perception par l'expert du comportement plastique du saumon, pouvant nuire à la précision des définitions des ensembles flous. Une seconde explication pourrait être liée au nombre de consensus et à la fréquence d'utilisation des règles. Ainsi, les règles floues dont les conséquences n'ont pas obtenu un consensus fort, malgré une utilisation importante, ont pu conduire à des résultats extrêmement différents d'un expert à l'autre, les divergences d'opinions conduisant à une augmentation du degré d'incertitude (Uusitalo *et al.*, 2005).

Cependant, si le grand nombre de courbes d'APU résultant de l'implication de 30 experts a permis d'observer les variations possibles dans leurs trajectoires, il pose aussi la question des conséquences dans une modélisation basée sur un faible nombre d'experts et le risque de surestimation ou de sous-estimation des résultats. L'augmentation du nombre d'experts permet de compenser ce biais (Mackinson, 2000), et la

trentaine d'experts ayant participé à notre projet a été un nombre suffisant pour obtenir des résultats pertinents (Knol *et al.*, 2010).

4.3 Incertitudes associées aux courbes d'APU et calculs de débits réservés

Il n'avait pas été possible de calculer les incertitudes des premiers modèles flous développés par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008) du fait du petit nombre d'experts impliqués, et l'un de nos objectifs premiers était d'augmenter ce nombre pour pouvoir calculer des intervalles de confiance fiables.

Ainsi, malgré l'étendue de la gamme d'APU couverte par les courbes individuelles des experts, les intervalles de confiance calculés se sont révélés relativement étroits, permettant d'évaluer ainsi les variations possibles dans les surfaces des habitats disponibles pour un débit donné. Cette incertitude montrait toute son utilité dans les calculs de *débits réservés* ou *débits environnementaux*, les débits laissés en aval des structures de dérivations ou de contrôle des cours d'eau. Les premières recommandations de débits réservés sur la rivière Romaine se basaient sur la valeur de débit permettant d'atteindre 90 % du maximum des surfaces utilisables modélisées (Belles-Isles *et al.*, 2004). En suivant cette méthode sur les courbes d'APU médianes, notre modèle flou d'habitat de reproduction du saumon donnait $954 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ comme valeur de débit, définitivement trop haute pour être pertinente dans le cadre d'une gestion de débit. Cette haute valeur est la conséquence d'une croissance régulière bien que faible de la courbe d'APU en fonction du débit. Cependant, en limitant la courbe dans une gamme de débit bornée à $800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, la valeur de débit préconisé égalait alors $351 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, loin des $157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ recommandés par les modèles standards, mais proche du débit moyen de la rivière Romaine en période de reproduction du saumon en octobre, c'est-à-dire $327 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Hydro-Québec, 2005). Pour la période estivale, en voulant favoriser l'habitat des juvéniles, la méthode des 90 % appliquée aux courbes d'APU médianes des tacons et des jeunes de l'année donnait respectivement $432 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et $271 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, la seconde valeur étant dans la première gamme de valeurs de débits recommandées en 2004, entre 225 et $284 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Belles-Isles *et al.*, 2004), mais réduite ensuite à $170 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. À noter que les futurs débits d'exploitation de la rivière Romaine seraient compris entre 200 et $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, selon qu'un ou deux groupes turbines-alternateurs seront en fonction, soient des débits dans les ordres de grandeur de nos modèles flous (P. Johnston, Com. Pers.)

Si les débits ainsi suggérés sont pour certains proches des valeurs calculées par les modèles précédemment utilisés pour modéliser la rivière Romaine, d'autres sont fortement éloignés des débits raisonnables dans une gestion d'une structure telle qu'un barrage. Ces différences peuvent s'expliquer entre autres par le fait que les modèles flous n'ont pas été développés pour la rivière Romaine en particulier : les experts, en définissant les ensembles et règles floues, se basaient sur l'ensemble de leurs

connaissances des cours d'eau accueillant le saumon atlantique et ayant chacun des conditions particulières d'écoulement. Présentant des adaptations locales, les préférences d'habitat du saumon ont pu conditionner l'opinion des experts selon la localisation de leur rivière d'origine, hypothèse qui a été testée positivement dans notre projet.

4.4 Validation des modèles

Afin d'en montrer l'acceptabilité dans leurs domaines d'utilisation (Rykiel, 1996), la validation des modèles est un pré-requis pour qu'ils soient subséquemment utilisés par des gestionnaires, en comparant par exemple l'abondance ou la présence/absence d'un taxon dans un ensemble de sites et les prédictions des modèles (Kampichler *et al.*, 2000; Fukuda *et al.*, 2008; Mouton *et al.*, 2008).

En comparant les valeurs d'IQH calculées par les modèles des tacons pour toutes les rivières et des jeunes de l'année pour la rivière Romaine, il a été mis en évidence que les valeurs pour les sites où le saumon était présent étaient significativement plus importantes que celles pour les sites où le saumon est absent. Cette différence peut sembler minime du point de vue des moyennes, mais la grande taille des échantillons donne sa crédibilité aux résultats des tests statistiques. Cette différence est plus visible pour les tacons que pour les jeunes de l'année, les tacons pouvant choisir des microhabitats plus favorables, étant de meilleurs compétiteurs que les jeunes de l'année (Heggenes *et al.*, 1999). Par ailleurs, le stade jeune de l'année ne dure que quelques mois, mais sa taille double sur moins d'un an, entraînant des changements dans les préférences de l'individu et compliquant ainsi la définition des ensembles flous par les experts. Enfin, les détails manquent quant au protocole précis des mesures et de l'échantillonnage sur la rivière Romaine : la plupart des engins de pêche utilisés agissent sur une zone parfois étendue (seine, pêche électrique) et les mesures des conditions physiques peuvent avoir été faites dans les environs immédiats et non à l'emplacement précis du poisson, apportant ainsi un biais dans les mesures.

Les mesures sur les rivières Catamaran, Little Southwest Miramichi et Sainte-Marguerite (Fig. 3-5) ont été réalisées à la localisation exacte du poisson et montrent des résultats concordants à ceux de la rivière Romaine (Fig. 3-4). Mais les différences sont plus petites que pour la Romaine : à peine plus de 50% des résultats de la RM-ANOVA étaient significatifs. Cette diminution par rapport à la rivière Romaine pourrait être expliquée par un nombre important de mesures dans les données d'absences qui produisent des IQH élevés, qui sont autant de sites favorables que le saumon n'utilise pas, probablement en rapport avec une faible densité des poissons qui ne peuvent alors combler les meilleurs habitats. En parallèle, les valeurs de substrat, utilisées pour la stratification, ont pu ne pas discriminer efficacement les conditions favorables des conditions moins favorables. En effet, la stratification devait différencier trois qualités

d'habitats, mais dans notre cas, cette discrimination a pu être insuffisante. Enfin, la détermination des IQH repose sur trois variables environnementales : ainsi certains habitats à haut IQH peuvent présenter des conditions ne convenant pas au poisson (compétition interspécifique, prédation accrue...), de même que des habitats à IQH faible peuvent présenter un avantage surpassant les conditions de nos trois variables (refuge thermique..).

La validation pourrait également être réalisée à partir d'autres méthodes de traitements statistiques. Parmi ces méthodes, les techniques de GLM (Generalized Linear Model) appliquées aux données de présence/absence permettraient d'obtenir une probabilité de présence dépendant de l'IQH, avec les experts comme facteur de variation.

La validation partielle a donc été réalisée sur quatre cours d'eau différents, de taille et de débits variables, et s'est montrée significative pour l'ensemble de sites échantillonnés. Ces résultats, de même que la proximité des valeurs de débits réservés modélisés avec celles calculées dans le cadre de l'étude d'impact associée à la construction des barrages de la rivière Romaine, constituent des arguments favorables quant à la capacité de transférabilité des modèles, sans adaptation au cours d'eau. Ce type de modèles génériques, bien que probablement moins performants que des modèles avec des ajustements locaux, permettraient d'obtenir à moindres frais et difficultés des recommandations de débits réservés valables et crédibles qui peuvent être subséquentement améliorées par un modèle *in situ*.

4.5 Distance optimale de prise de mesure et distribution des poissons dans les habitats

Mettre en évidence et calculer la distance optimale autour du poisson, qui détermine ainsi le rayon d'un cercle dans lequel les mesures environnementales peuvent être réalisées pour décrire précisément l'habitat, est un moyen d'amélioration des modélisations d'habitat. Nous avons ainsi testé cinq distances différentes pour chaque présence. La distance nulle, c'est-à-dire les mesures focales faites exactement sous le poisson, a donné les résultats d'IQH globalement les plus faibles et aux variabilités les plus fortes. Ceci peut être expliqué par le fait qu'une seule mesure a défini l'IQH, sans qu'aucune autre mesure ne vint la tempérer lorsque le poisson était exactement à un emplacement qui ne semblait pas lui être favorable. La distance de 10 cm ne montrait pas de différence significative avec la distance focale : en dépit d'une légère amélioration des IQH calculés, la proximité des points de mesures a conduit à la description d'un habitat à l'intérieur d'un cercle de 10 cm de rayon très similaire à celui immédiatement en dessous du poisson. Cependant, augmenter la distance au-delà de 10 cm a amélioré la précision du modèle : les IQH ont augmenté significativement à 25 et 50 cm, et la variabilité a diminué. La variabilité

la plus faible a été observée à 50 cm, correspondant à une surface circulaire de 0,785 m², soit approximativement la moyenne de la surface des territoires des tacons (Keeley *et al.*, 1995). Enfin, au-delà de cette distance, la variabilité des valeurs d'IQH augmentait de nouveau, indiquant que les informations à cette distance diminuent l'efficacité du modèle.

Nos résultats suggèrent qu'une meilleure description de l'habitat du saumon atlantique dans un modèle de logique floue est possible en prenant en considération les conditions environnantes de l'emplacement du poisson. Cependant, plusieurs critiques peuvent être amenées. Un premier point critique concerne le choix du test, ici le test non-paramétrique de Friedman. Nos données ont la particularité d'être emboîtées (la moyenne d'une distance supérieure inclut les mesures des distances inférieures). Il y a donc un risque que le test ne soit pas le plus adéquat dans ce contexte. L'absence de différence significative entre les trois dernières distances de mesures peut d'ailleurs être due à cet emboîtement, et nous conduit finalement à interpréter nos résultats sur l'observation des variabilités et des moyennes, sans l'appui de la significativité statistique des différences. L'emboîtement de données, dans un second temps, pourrait faire croire que l'amélioration des moyennes des IQH pourrait être un artefact lié à la taille croissante de l'échantillon, mais la diminution de cette moyenne et l'augmentation de la variabilité pour la distance supérieure à 50 cm écartent cette hypothèse. Le choix du test reste sujet à discussion et nécessiterait l'avis de statisticiens.

Ensuite, le modèle flou est basé sur la connaissance d'experts, et il est possible qu'ils aient défini les ensembles et règles flous en pensant justement à l'environnement autour du tacon et non uniquement à son emplacement exact. Par ailleurs, notre hypothèse de travail concernant l'efficacité du modèle était que plus l'IQH calculé pour une présence était fort, plus sa représentation de l'habitat était juste et qu'en conséquence, plus il était efficace. Cependant, nos résultats montrent que les poissons ont été les plus fréquemment rencontrés dans des habitats présentant des IQH moyens inférieurs à 0,5, en sachant que les densités de tacons étaient trop faibles pour que la compétition territoriale conduise certains tacons à se contenter d'habitats de faible qualité. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce résultat, ayant eu les mêmes effets de diminution des valeurs d'IQH dans la validation. Dans un premier temps, il est possible que la connaissance de certains experts soit mal assurée ou mal retranscrite à travers les ensembles et règles flous. En effet, recueillir ces connaissances le plus justement et précisément possible est un obstacle conséquent, les difficultés pouvant venir de l'expert (oubli inconscient d'informations, difficulté d'expression ou d'abstraction, crainte de divulgation et d'utilisation de son savoir (Chevrie *et al.*, 1998) ou de la méthode de recueil (mauvaise ergonomie du document de travail, manque de précisions dans les définitions des termes (Knol *et al.*, 2010)). De plus, la taille juvéniles, surtout des jeunes de l'année, évolue rapidement en quelques mois, modifiant de façon important leurs préférences d'habitats,

compliquant de fait la définition des ensembles flous. Une autre explication pourrait être en rapport avec les facteurs physiques n'ayant pas été inclus dans le modèle : en effet, la sélection d'un site par un tacon est soumise à un grand nombre de facteurs (Armstrong *et al.*, 2003), d'influence moindre que celle des trois variables utilisées, mais pouvant modifier de façon substantielle le choix des tacons. Une question reste cependant en suspens : la distance « optimale » de prise de mesure est-elle la même selon qu'on considère des rivières de grande taille relativement homogènes sur de grandes distances (Sainte-Marguerite, Little Southwest Miramichi) ou des petits ruisseaux, plus hétérogènes (Catamaran) ? La question reste ouverte, mais pourrait être traitée ultérieurement.

Notre étude renvoie directement à la problématique des échelles d'étude, c'est-à-dire la dimension spatiale et temporelle d'un processus ou d'une entité (Lewis *et al.*, 1996). Le saumon atlantique est un modèle biologique de choix pour l'étude de cette problématique des échelles, en rapport avec ses changements de comportements et d'utilisation de l'habitat, sa longue longévité (de 2 à 10 ans) et l'importance de ses migrations (Folt *et al.*, 1998). Concernant les échelles physiques, certains travaux sur le saumon définissent son milieu de vie à l'échelle du microhabitat, en mesurant les variables physiques environnementales dans le voisinage immédiat du poisson, de l'ordre du cm² (Heggenes *et al.*, 1995; Heggenes *et al.*, 1999; Armstrong *et al.*, 2003). Inversement, d'autres études s'intéressent à l'habitat du poisson à l'échelle du mésohabitat (Parasiewicz, 2007), qui renvoie à des tailles plus importantes de l'environnement (de quelques m² à quelques dizaines de m²) et équivaut à des faciès d'écoulement (radier, mouille, ou rapide) dans des cours d'eau de petite et moyenne tailles. Lors de la caractérisation de l'habitat du saumon, l'échelle du mésohabitat se trouve être trop étendue pour analyser finement les besoins et préférences du saumon, alors que le microhabitat néglige des éléments de l'environnement qui pourraient s'avérer importants dans le choix et le maintien du poisson dans son habitat (Shirvell, 1994).

Le concept d'une échelle intermédiaire, dites ambiance ou minihabitat, a été récemment développé, cherchant à concilier la précision à l'intégration des conditions environnementales environnantes, en prenant en compte l'hétérogénéité de l'habitat (H. Capra, Com. Pers.), concept s'approchant davantage de la notion de « home range », soit l'aire dans laquelle un poisson voyage durant sa vie (Gerking, 1953). Dans une rivière, en faisant exception des périodes de migration de longue distance, même pour une espèce territoriale telle que le saumon, le « domaine vital » (« home range ») ne correspond pas forcément à un espace continu, mais plutôt à une succession de sites présentant des conditions physiques particulières permettant la survie et le développement de l'animal (Bozek *et al.*, 1991). Ainsi, au contraire du microhabitat qui ne prend en compte que l'habitat utilisé à l'instant de la mesure, le minihabitat s'intéresse aux habitats physiques potentiels à proximité et leurs utilisations éventuelles par l'animal. Nos travaux se portent ainsi en faveur du développement d'une telle échelle d'étude.

4.6 Limites et contraintes des modèles

Les modèles flous développés ont montré de nombreux avantages : simples à l'utilisation, ne requérant du travail de terrain que pour la validation et la calibration des données hydrauliques, possédant la capacité intrinsèque de gérer les incertitudes, permettant l'ajout aisé de données d'experts sans opérations fastidieuses et pouvant être exporté à d'autres types de cours d'eau sans adaptation complexe comme la plupart des méthodes IFIM (Annear *et al.*, 2004).

Il faut cependant prendre garde aux limites et contraintes des modèles développés. Seules trois variables environnementales ont été utilisées, limitant de fait la précision des prédictions. Par exemple, ignorer la variabilité saisonnière et circadienne de l'habitat (Cunjak, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 2004) est une source connue d'erreur (Barry *et al.*, 2006). Ainsi, les modèles pour les tacons et les jeunes de l'année ont été développés dans un cadre d'activité de nourrissage en période estivale diurne : l'efficacité de leur utilisation en dehors de ce cadre doit être testée. Cette limite pourrait être repoussée par l'intégration de davantage de variables, avec les difficultés conséquences (multiplication des règles et des paramètres des ensembles...).

Enfin, sachant que le lien entre APU et densité ou abondance n'est pas clairement établi (Bourgeois *et al.*, 1996), nos modèles calculent des surfaces potentiellement utilisables par le saumon et ne fournissent pas d'indications quant à l'abondance espérée ou les surfaces réellement utilisées.

4.7 Influences des expériences personnelles des experts en modélisation floue

L'utilisation des connaissances d'experts requiert certaines précautions d'usage, et il est nécessaire de connaître les biais non souhaités afin de les éviter. Il existe une littérature très importante sur l'habitat et les préférences du saumon atlantique, permettant de penser que les connaissances sur ces préférences sont assez bien connues, ayant alors permis de tester les influences des expériences personnelles sans avoir le biais qu'auraient pu introduire les connaissances vagues sur une autre espèce.

Aucune influence significative n'a été observable pour l'origine des connaissances et le secteur d'emploi. Pour l'origine des connaissances, l'absence de différence significative peut s'expliquer par le fait que le travail sur le terrain est commun aux deux groupes testés et que les connaissances théoriques proviennent d'expériences de terrain publiées. Même si la comparaison entre des experts ayant des connaissances purement littéraires avec ceux ayant des connaissances uniquement pratiques avait pu être réalisée, l'intérêt aurait été limité puisque le travail de terrain est une des sources de la connaissance d'une

vaste majorité d'experts. Pour le secteur d'emploi, même si les objectifs d'une institution ou d'une entreprise à l'autre diffèrent, ils ne semblent pas influencer suffisamment leurs employés pour susciter des différences significatives des résultats des modèles selon leur secteur d'emploi, concordant avec les courbes obtenues par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008).

L'étendue géographique des rivières bien connues des experts a en revanche présenté une influence significative dans le modèle flou d'habitat de reproduction. Les préférences d'habitat des adultes en période de reproduction sont soumises à moins de biais que les préférences d'habitats des tacons et des jeunes de l'année : elles ne sont pas soumises à l'influence du comportement de nourrissage, et la grande taille des adultes diminue le biais dû au décalage entre la taille du poisson et la taille des cellules des modèles hydrauliques (Moir *et al.*, 2005). Ensuite, ces préférences diffèrent selon l'origine géographique des saumons : les adultes préfèrent des profondeurs de 50 cm dans les rivières norvégiennes, 25 cm dans les rivières écossaises et 38 cm dans les rivières canadiennes (Armstrong *et al.*, 2003). Ainsi, il est possible que le comportement des saumons adultes ait modifié la perception des experts, qui ont ensuite intégré ces particularités locales dans le modèle flou, via les ensembles et les règles floues. L'influence significative de l'étendue géographique des connaissances des experts pourrait aussi être liée à la différence des perceptions et de représentation d'une rivière à saumon typique. En effet, les rivières nord-américaines sont généralement de plus grandes tailles que les rivières à saumon de France ou du Royaume-Uni, et cette différence pourrait avoir une influence lorsque l'expert se faisait une représentation mentale d'une rivière pour la définition des ensembles flous. Ainsi, si un modèle est destiné à un usage local ou régional, il serait sans doute préférable de faire intervenir uniquement des experts locaux, spécialement en modélisation environnementale lorsque l'organisme pris en compte présente des adaptations locales. En revanche, si le modèle est destiné à être utilisable sur tout cours d'eau accueillant le saumon atlantique quel que soit sa localisation, comme ce fut le cas dans notre projet, sa capacité à être exportable d'un cours d'eau à l'autre sera assujettie à l'étendue géographique des connaissances des experts ayant défini ce modèle.

Il aurait été également possible de traiter l'influence des expériences personnelles en comparant la distribution des Indices de Qualité d'Habitat de chaque sous-groupe issus directement des modèles, sans aller jusqu'aux calculs des Aires Pondérées Utiles.

4.8 Développements futurs éventuels

Les objectifs de notre projet consistant à améliorer les modèles développés par Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), ont été accomplis avec un certain succès : augmentation du nombre d'experts participants,

développement des modèles d'habitat des jeunes de l'année, développement d'une approche pour les calculs des incertitudes et validation partielle des modèles développés. Cependant, plusieurs pistes d'amélioration sont encore envisageables à l'avenir.

Dans un premier temps, comme expliqué plus haut, il est toujours possible d'affiner les résultats du modèle en y intégrant des variables supplémentaires d'importance, telles que la température ou un indice d'hétérogénéité du substrat. L'intégration directe de ces variables dans les modèles flous est techniquement facile, mais requerrait de recontacter tous les experts afin qu'ils redéfinissent un ensemble flou supplémentaire et 81 règles floues par stade de vie, ce qui rendrait la tâche fastidieuse mais réalisable. La même raison rend un peu plus difficile à réaliser une amélioration de la précision des modèles en définissant 4 catégories par variable. La multiplication des règles et des paramètres des ensembles flous risque d'amenuiser la bonne volonté et la motivation des experts, alors qu'un de nos objectifs principaux était d'avoir un grand nombre de participants. Refaire l'exercice avec un nombre moindre d'experts restent en revanche possible, avec une difficulté raisonnable. Il serait possible également, afin d'intégrer des variables supplémentaires, de développer un second modèle (Daunicht *et al.*, 1996) utilisant comme intrants les IQH flous modélisés et les ensembles flous de nouvelles variables définies par d'autres experts.

Par ailleurs, la précision des modèles pourrait être améliorée par d'autres méthodes de défuzzification. En effet, il a été montré que dans certains cas, la méthode des Centres de Gravité bornait les résultats des défuzzifications (Ouellet, 2011), comme il est également possible de le voir dans nos résultats (Fig. 3-4). Ainsi, d'autres méthodes parmi les nombreuses existantes permettant d'obtenir un unique nombre défuzzifié (méthode des rectangles, méthode des moyennes floues pondérées...) pourraient être testées et comparées entre elles pour améliorer la précision des résultats de sortie. D'autres méthodes, comme les approches de type minimum-maximum, produiraient deux valeurs d'IQH représentant des limites inférieure et supérieure, et par conséquent permettraient de conserver une information relative à l'incertitude, même après la défuzzification. Le même raisonnement peut s'appliquer aux méthodes d'inférence et d'élicitation alternatives (Azadi *et al.*, 2007 ; Cornelissen *et al.*, 2003 ; Meyer *et al.*, 2002 ; Page *et al.*, 2012) : selon la méthode utilisée pour définir les ensembles flous (par exemple, la méthode de Takagi-Sugeno (Takagi *et al.*, 1985) au lieu de la méthode de Mamdani-Assilian (Mamdani, 1977)) ou pour agréger les données (en prenant par exemple le maximum d'agrégation plutôt que le minimum), les résultats peuvent varier sensiblement et sont autant de pistes de développement.

L'objectif final de notre projet pourrait être une utilisation de notre méthode dans le cadre de gestion environnementale, d'analyses, de prédictions et de calculs d'habitats sur des cours d'eau. Selon l'objectif des modélisateurs et la disponibilité des experts, la logique floue peut ainsi aider à développer des

modèles plus ou moins complexes, en rapport avec le nombre de variables incluses. L'addition de nombreuses variables dans un modèle d'habitat permettrait d'obtenir des résultats plus précis, et la seule difficulté, surmontable, serait la définition par les experts des règles floues conséquentes. Ce type de modélisation, en revanche, ne pourrait être facilement utilisé par des gestionnaires de terrain, de par sa complexité de fonctionnement et sa forte demande en données d'entrée. Les modèles flous, même avec un faible nombre de variables, seraient donc une alternative intéressante dans ce cadre d'utilisation. Une autre perspective de développement peut concerner le calcul des incertitudes entourant les valeurs calculées de débits réservés. En effet, il serait utile aux gestionnaires de connaître, pour un débit réservé obtenu à partir de la courbe médiane, les incertitudes du point de vue des Aires Pondérées Utiles résultantes, mais aussi les incertitudes autour de la valeur de débit. Cette incertitude pourrait être évaluée en effectuant un bootstrap sur l'ensemble des valeurs de débit égalent à 90% de l'APU maximum atteint par les courbes médianes des pseudo-échantillons.

Enfin, si la validation partielle a montré une adéquation entre les IQH calculés et la présence de juvéniles, il est nécessaire de chercher à montrer l'efficacité de nos modèles à l'aide de données de terrain pour les trois stades de vie, et de calibrer les modèles en fonction des résultats.



5 CONCLUSIONS GÉNÉRALES DE LA THÈSE ET CONTRIBUTIONS ORIGINALES

Nos travaux ont montré que la logique floue est une méthode valable et prometteuse pour la modélisation de l'habitat du saumon. En impliquant davantage d'experts aux expériences diverses, il a été possible d'avoir un aperçu des différentes trajectoires possibles des courbes d'APU. De ces courbes ont été calculés une courbe médiane et l'intervalle de confiance associé, synthèses de l'ensemble des connaissances des experts, dont les différences d'expériences ont enrichi les modèles en apportant des connaissances reflétant des adaptations locales du saumon.

Par ailleurs, cette thèse présente plusieurs contributions originales aux recherches sur la modélisation floue et sur son application dans des processus de décision et de gestion de cours d'eau.

Dans un premier temps, il est rare en modélisation floue qu'autant d'experts soient impliqués, et il est probable que ce soit la première fois qu'un modèle flou réunisse les connaissances de 30 experts sur les préférences d'habitats du saumon atlantique. De plus, les modèles ont été développés pour l'habitat de trois stades de vie du saumon, pour lesquels les ensembles et règles floues ont été définis par 24 ou 29 experts selon le stade de vie, qui sont autant d'informations sur leurs préférences d'habitat. Il est fréquent que les modèles basés sur les connaissances ne soient définis par un nombre restreint d'experts. Nos résultats ont pu apporter un éclairage sur les variations importantes des résultats d'un expert à l'autre, et le risque de ne se baser que sur un nombre trop restreint d'experts (Pearce *et al.*, 2001; Seoane *et al.*, 2005).

Ensuite, de ce grand nombre d'experts, il a été possible de calculer des intervalles de confiance autour des courbes médianes. Notre projet a probablement permis de présenter pour la première fois des intervalles de confiance pertinents autour de courbes médianes d'APU, basés sur un aussi grand nombre d'échantillons. Ce résultat permettrait de mieux évaluer quantitativement le risque associé aux variations dans les résultats, et son utilité pratique dans la gestion des débits pourrait être appréciable.

Par ailleurs, les modèles d'habitat des tacons et des jeunes de l'année ont été validés à partir des données de terrain, issues de quatre rivières du Québec et du Nouveau-Brunswick, et leur fonctionnement s'est montré satisfaisant : les valeurs d'IQH modélisées pour les présences du saumon étaient globalement plus importantes que celles calculées pour les absences. Une telle validation est relativement rare dans les modélisations d'habitat.

Enfin, l'utilisation des connaissances d'experts s'avère très intéressante à plusieurs égards et suscite un intérêt en modélisation. La logique floue possède la capacité intrinsèque de gérer les incertitudes et d'agrèger les connaissances d'experts d'horizon différents. Cependant, nos travaux ont pu montrer que

certaines expériences personnelles des experts, telles que l'étendue géographique des connaissances, ont des conséquences sur les résultats des modélisations. Ainsi, dans de tels cas, il est nécessaire d'avoir une réflexion sur les objectifs du modèle et sur son étendue d'application afin de faire une sélection pertinente des experts et ainsi éviter certains biais. Ces recommandations sont régulièrement répétées dans les travaux utilisant les connaissances d'experts, mais il est rare d'avoir des résultats sur lesquels puissent s'appuyer ces recommandations.

6 CONTRIBUTIONS DE L'AUTEUR ET DES CO-AUTEURS DES ARTICLES.

Ce projet de thèse n'a été pu être concrétisé que grâce à un travail collégial.

Les objectifs généraux sont issus de mes discussions initiales avec le professeur St-Hilaire.

La première étape de la thèse fut la rédaction du document de travail des experts pour le recueil des connaissances, rédigé par moi-même et le professeur St-Hilaire. Ce recueil a nécessité d'entrer en contact avec plus de 80 personnes expertes du saumon atlantique, d'aller à leur rencontre autant que possible, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Europe afin de leur faire une présentation du projet, individuellement ou en groupe. J'ai personnellement géré ces rencontres et converti les documents de travail en fichiers numériques.

La seconde étape fut l'intégration des données d'experts dans le logiciel Matlab, puis le calcul des courbes d'APU et des intervalles de confiance. Les données de simulations hydrauliques, les données de présence/absences de tacons et de jeunes de l'année, et les mesures environnementales de la rivière Romaine s'y rapportant ont été fournies par le bureau de consultants Genivar. La première version du code Matlab de modélisation floue des habitats des tacons et des adultes frayants, permettant d'obtenir les courbes d'Aires Ponderées Utiles, résulte du travail d'Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008). Les protocoles d'échantillonnage ont été définis par André St-Hilaire, Rick Cunjak et moi-même. J'ai réalisé l'échantillonnage des mesures d'habitat sur le terrain, avec la collaboration de collègues et de stagiaires. L'adaptation du code à l'habitat des jeunes de l'année, l'intégration des nouveaux ensembles et règles flous, le développement du code permettant de calculer les intervalles de confiance, la validation partielle du modèle des tacons et des jeunes de l'année et les influences des expériences personnelles ont été réalisées par moi-même, avec une aide du professeur St-Hilaire, principalement pour l'interprétation des résultats. Les discussions conséquentes à ces résultats sont issues d'un travail collectif entre les professeurs St-Hilaire, Cunjak et moi-même.

Enfin, j'ai rédigé les manuscrits d'articles, puis l'importante bonification au cours des versions successives est due aux commentaires et corrections des professeurs St-Hilaire et Cunjak. Les interventions particulières ou remarquables seront précisées dans les descriptions des articles présentés dans le chapitre 2.



**MODÉLISATION FLOUE DE L'HABITAT DU SAUMON
ATLANTIQUE *SALMO SALAR***

CHAPITRE 2 : ARTICLES PUBLIÉS ET SOUMIS



Ce second chapitre présente les articles publiés ou soumis dans le cadre de la thèse.

Chacun des travaux sera présenté sous le format suivant :

- le titre en langue française,
- la liste des auteurs, leurs affiliations ainsi que leurs contributions individuelles pour l'article considéré,
- le titre du journal ayant publié l'article ou auprès duquel l'article a été soumis, ainsi que les dates de publication/soumission,
- un résumé en langue française,
- la retranscription intégrale de l'article tel qu'il fut soumis ou publié.



1 ÉVALUATION DE LA QUALITÉ D'HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*) ET DE SON INCERTITUDE À L'AIDE DE MODÈLES FLOUS À EXPERTS MULTIPLES APPLIQUÉS À LA RIVIÈRE ROMAINE (CANADA).

Le titre original de cette publication était : « Assessment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) habitat quality and its uncertainty using a multiple-expert fuzzy model applied to the Romaine River (Canada). »

J. MOCQ^{a, b, †}, A. ST-HILAIRE^{a, b} and R.A. CUNJAK^b

^a INRS-ETE, Université du Québec, 490 rue de la Couronne, Québec, QC, G1K9A9, Canada.

^b Canadian River Institute, Department of Biology, University of New-Brunswick, P.O. Box 4400, Fredericton, NB, Canada, E3B5A3

Publié en 2013 dans *Ecological Modelling*, volume 265 : 14-25.

La première version de cet article a été soumise le 20 février 2013 au journal « *Ecological Modelling* ». Outre des corrections mineures, le comité de lecture a principalement reproché l'absence de validation des modèles par des données de terrain. Une fois cette validation rajoutée, la version révisée a été acceptée le 30 mai 2013 et publiée dans le volume 265, pages 14 à 25. L'adaptation des codes à nos besoins, l'analyse des résultats et la première rédaction de cet article ont été réalisées par le premier auteur. Certains points méthodologiques, l'interprétation des résultats et la discussion finale sont issus d'échanges entre les trois coauteurs.

Résumé

De nombreux outils de modélisation d'habitat se basent sur des courbes d'habitabilité spécifiquement développées pour un cours d'eau donné et sont de fait difficilement exportables à d'autres rivières. Nous avons tenté de pallier cette limitation par l'utilisation de la logique floue dans la modélisation de l'habitat de trois stades de vie (jeunes de l'année, tacons, adultes en période de reproduction) du saumon atlantique *Salmo salar*. À partir des connaissances de 27 experts nord-américains et européens, nous avons défini les ensembles flous de 4 variables (profondeur, vitesse, taille du substrat et Indice de Qualité d'Habitat ou IQH) et les règles floues associées. Appliqués aux simulations hydrauliques de la rivière Romaine (Canada), les modèles ont permis de calculer une courbe médiane standardisée d'Aires Pondérées Utiles (APU) et les intervalles de confiance associés, grâce à la méthode de rééchantillonnage bootstrap. Malgré la large gamme de valeurs d'APU couverte par les courbes individuelles des experts, les intervalles de confiance sont relativement étroits : une largeur moyenne de 0,095 (sur une échelle de 0 à 1) pour l'habitat de reproduction, 0,155 et 0,16 pour les habitats d'alimentation des tacons et des jeunes de l'année, respectivement. Par ailleurs, un test-t de Student a montré des différences significatives entre les IQH prédits des absences et les IQH prédits des présences, pour les tacons et pour les jeunes de l'année, et une analyse de variance pour échantillons répétés (RM-ANOVA) a montré une différence significative pour les tacons seulement. En considérant un débit environnemental correspondant à 90 % de la valeur maximale atteinte par la courbe médiane d'APU, les résultats des modèles étaient acceptables pour la rivière Romaine. En conclusion, la méthode floue semble être pertinente pour modéliser la disponibilité de l'habitat pour chacun des trois stades de vie considérés, en fournissant en plus une estimation de l'incertitude dans les préférences du saumon.

Abstract

Many tools have been developed to evaluate environmental flows, including physical microhabitat models like PHASBIM and HABSCORE, which require habitat suitability curves. Unfortunately, the models and curves are often used in stream-specific applications and are rarely easily exportable. With the aim to address this shortcoming, we developed several habitat suitability indices sets for three Atlantic salmon (*Salmo salar*) life stages (young-of-the-year (YOY), parr, spawning adults) with the help of fuzzy logic modeling. Using the knowledge of twenty-seven experts, from both sides of the Atlantic Ocean, we defined fuzzy sets of four variables (depth, substrate size, velocity and Habitat Suitability Index, or HSI) and associated fuzzy rules. When applied to the Romaine River (Canada), median curves of standardized Weighted Usable Area (WUA) were calculated and a confidence interval was obtained by bootstrap

resampling. Despite the large range of WUA covered by the expert WUA curves, confidence intervals were relatively narrow: an average width of 0.095 (on a scale of 0 to 1) for spawning habitat, 0.155 for parr rearing habitat and 0.160 for YOY rearing habitat. In addition, Student t-test showed significant differences in predicted HSI between presence and absence, for parr and YOY, and RM_ANOVA showed significant differences for parr only. When considering an environmental flow value corresponding to 90% of the maximum reached by WUA curve, results seem acceptable for the Romaine River. Generally, this proposed fuzzy logic method seems suitable to model habitat availability for the three life stages, while also providing an estimate of uncertainty in salmon preferences.

Keywords: Fuzzy logic, Atlantic salmon, habitat model, uncertainty, Instream flow, environmental flow.

1.1 Introduction

River managers have the task to meet the requirements of different river users, while assuring the sustainability and the protection of the natural environments and the ecological processes. One common method to achieve this objective, called “ecological”, “environmental” or “instream flow” determination, consists of maintaining a minimum flow regime downstream of hydraulic structures (Leclerc *et al.*, 2003). The substitution of a natural flow by a managed flow regime can lead to fish habitat loss, higher (e.g. by hydropeaking) or lower (e.g. by reservoir filling) discharge variations, decrease of wetted area and flow velocity, and an increase in temperature and dissolved oxygen variations (Baxter, 1977; Monosowski, 1985; Kingsford, 2000). More and more, policies are promulgated to insure a sufficient flow in rivers to allow indigenous species to complete their life stages and to preserve ecological processes, like the European Water Framework Directive (European Community, 2000) or the policy of “no net loss” of aquatic habitat promoted by Fisheries and Oceans Canada (Department of Fisheries and Oceans Canada, 1986), which is currently being revisited by legislators. To reach the balance between productivity, human uses and environment protection, environmental flows need to be determined. Many tools exist, based on hydrology, hydraulics, geomorphology and biology (Annear *et al.*, 2004).

Among these tools, habitat preference models are considered as the most sophisticated methods to evaluate environmental flows by integrating hydraulics, hydrology and ecological factors such as species’ preferences for a certain range of abiotic conditions in the river, in order to link discharge and available habitat (Leclerc *et al.*, 2003; Souchon *et al.*, 2003). For many years, the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM), with the Physical Habitat Simulation Model (PHABSIM; Bovee *et al.*, 1998) being the most widespread application (Caissie *et al.*, 2003) has been implemented in numerous rivers.

PHABSIM was used primarily to model salmonid habitat but many criticisms have been leveled: its results are user dependent (Hatfield *et al.*, 2011) and could be erroneous because of the preference curves' sensitivity to density among other things (Greenberg *et al.*, 1996; Bult *et al.*, 1999). Additionally, most IFIM applications are focusing on habitat preferences developed for a particular stream and are therefore not readily exportable to other rivers (Annear *et al.*, 2004; Moir *et al.*, 2005). However, other efficient models have been developed in different countries for salmonid habitat measurement and evaluation, such as EstimHab in France or HABSCORE in the United-Kingdom. Unfortunately, habitat models like EstimHab are monospecific, often focusing on one life stage and do not fully account for the physiographic variability of the considered reach (Sabaton, 2003), while HABSCORE's performances are weak when applied to 1+ Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr compared with young-of-the-year (YOY, 0+) Atlantic salmon and brown trout, *Salmo trutta* (Milner *et al.*, 1993; Milner *et al.*, 1998). Regardless of the method, Jorde *et al.* (2001) reported outstanding issues: habitat requirements are defined in traditional models by precise numbers while most often, they actually cannot be precisely specified. Input variables are not always independent although many statistical methods used to estimate habitat suitability require independence of the explanatory variables. To address some of these issues, the CASiMiR simulation model (Computer Aided Simulation Model for Instream flow Regulation) developed by Jorde *et al.* (2001) uses fuzzy logic, which does not require that the variables be independent.

Fuzzy logic, a knowledge-based method, was first developed by Zadeh (1965) to represent imprecise or uncertain knowledge, for describing complex or ill-defined systems (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008). It handles uncertainty, uses "linguistic" categories instead of precise numbers and does not require independence of variables, so it can be presented as an alternative to the traditional modeling method. This logic was used in several studies, to estimate species abundance (Bock *et al.*, 1998; Adriaenssens *et al.*, 2006; Van Broekhoven *et al.*, 2006; Mouton *et al.*, 2008), density (Fukuda *et al.*, 2008), production (Daunicht *et al.*, 1996) or vulnerability (Cheung *et al.*, 2005). This approach can also be used in stream habitat quality assessment (Jorde *et al.*, 2001; Kerle *et al.*, 2002) and habitat modeling. Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008) were among the first to analyze the combination and aggregation of multiple experts' knowledge, by building an Atlantic salmon habitat model with the help of the fuzzy logic method. Six Canadian experts (four experienced biologists and two experienced field technicians) defined fuzzy sets and fuzzy rules for parr rearing and spawning habitats. Then, the fuzzy HSI were used in conjunction with hydraulic modeling of the Romaine River (Québec Canada) presented hereafter, to obtain normalized Weighted Usable Area curves. The relatively small number of experts precluded the calculation of confidence intervals and uncertainties, which are rarely estimated in model development, even in PHABSIM application (Gard, 2009; Ayllón *et al.*, 2012).

The present study improves upon the work of (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008), first by studying habitat use by three Salmon life stages instead of two (i.e. rearing habitats for YOY and parr, as well as adult spawning habitat). Indeed, these three life stages have particular habitat preferences in relation to growth or reproduction success (Heggenes, 1990; Beall, 1994; Bardonnnet *et al.*, 2000), indicating that specific models be developed for each stage. For our study, we have defined the three life stages as following: (1) young-of-the-year (YOY), from the depletion of the yolk sac and the initiation of exogenous feeding until the end of the first summer, (2) parr, from the end of the first summer until smoltification (i.e. the adaptation process for marine life) over a period of 1 to 3 years, and (3) the spawning adults which usually return to their natal river to breed (Heland *et al.*, 1994). Then, for the life stage model, the number of experts who defined rules and fuzzy sets was increased (from 6 to 27) by soliciting experts on both sides of the Atlantic Ocean with different backgrounds (academics, consultants, field technicians...) to integrate a greater quantity of knowledge. Finally, using the bootstrap method (Ayllón *et al.*, 2012), a first attempt to quantify the uncertainty associated with expert-based preference rules was included in this study.

1.2 Materials and Methods

1.2.1 Expert Fuzzy sets and rules

A fuzzy logic system consists of three parts:

- (1) fuzzy sets, i.e. fuzzy inputs, outputs and their associated membership functions. Contrary to classical set theory where two categories of a variable are contiguous, sharply disconnected and the membership of a value is binary (i.e. 1 or 0), fuzzy logic is based on the central concept of membership functions $U_{A(x)}$ which associate each point of a set $X=\{x\}$ with a certain degree of membership to a category. The degree of membership is a real number in the interval $[0;1]$, with the lower bound (0) indicating no membership and the upper bound (1) full membership in the category (Cao, 1995). Thus, two categories can overlap, so a value can belong to more than one category according to a certain degree of membership for each category involved.
- (2) fuzzy rules, that combine variables with one another to generate a consequence. The knowledge is represented by If-Then fuzzy rules which are combinations of variables linked by causal premises/consequence bounds. Several operators exist wherein the simplest rules are formulated with the operator AND. For k different habitat variables the i^{th} rule would be defined, with $A_{i,k}$ premises and B_i as the consequence (i.e. the HSI fuzzy value): If $A_{i,1}$ AND $A_{i,2}$ AND... AND $A_{i,k}$ THEN B_i

- (3) fuzzy inference method, which is used to process the sets of consequences to reach a conclusion (Mamdani, 1977).

The fuzzification is the transition from the real domain to fuzzy space. Three input variables (depth, velocity and substrate diameter), known as three of the most important parameters defining salmon distribution and abundance (Heggenes, 1990; Bardonnnet *et al.*, 2000; Armstrong *et al.*, 2003), and one output variable (Habitat Suitability Index, HSI) were chosen. Each variable domain was split into three categories (Table 1-1). HSI real values also vary from 0 (poor habitat) to 1 (excellent habitat) and should not be confused with membership functions.

Tableau 1-1: Linguistic variables and their respective categories

Input variables	Categories
Substrate size mean	Small/Medium/Large
Depth	Shallow/Medium/Deep
Velocity	Slow/Medium/Fast
Output variable	Categories
Habitat Quality Index	Poor/Medium/High

In most fuzzy logic applications, membership functions are simple combinations of linear functions, easier to manipulate than Gaussian functions (Kampichler *et al.*, 2000; Adriaenssens *et al.*, 2006; Mouton *et al.*, 2008; Fukuda, 2009). Each fuzzy set representing the categories described in Table 1 was represented by trapezoidal or triangular membership functions (Fig. 1-1). These piecewise linear functions, easy to manipulate, are described by four boundary values a_1 , a_2 , a_3 and a_4 : the degree of membership increases between a_1 and a_2 , flattens between a_2 and a_3 with a degree of 1 (i.e. values between a_2 and a_3 fully belong to the category), then decreases between a_3 and a_4 . Triangular functions are a particular case of trapezoidal functions where $a_2=a_3$. Boundary values are determined with the option to make two consecutive categories of a variable overlap (Fig. 1-2).

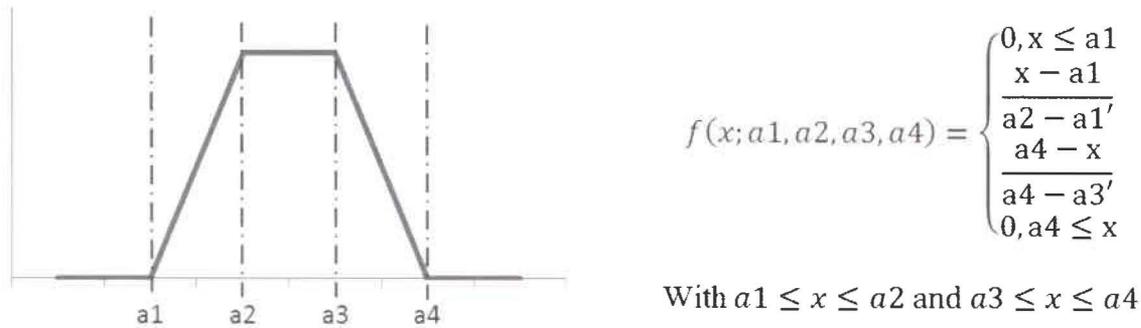


Figure 1-1: trapezoidal membership function, the four parameters describing it and its equation, adapted from Adriaenssens *et al.* (2006).

1.2.2 Expert knowledge collection

Twenty-seven experts agreed to participate in this project: academics (14) consultants (6), government scientists (4) and experienced field technicians (3), from Canada (18) and Europe (9). Personal interviews were carried with 22 experts, either alone or in small groups; the remaining five experts participated without meeting the authors (mail surveys). Finally, three experts sets from the work of Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), who were unavailable to participate again, were reused for the habitat assessment of parr and spawning adults, the method of experts' knowledge collection being the same.

The experts' contribution consisted of defining fuzzy sets and fuzzy rules for one or more salmon life stages, according to their knowledge and experience, with the help of a worksheet. In all instances, each expert filled in the document alone, and all results were kept confidential to avoid voluntary opinion convergence. First, for every considered life stage, the experts had to choose between the triangular and the trapezoidal membership function for each category of physical attributes, and determine the value of the function boundaries as described above. Then, they had to evaluate the most likely consequence of habitat suitability for every possible combination of variables (Depth, Velocity and Substrate Size, i.e. the 27 fuzzy rules, indicating results of Low, Medium or High HSI. The rule consequences determined by the experts were examined to highlight consensus (i.e. the most frequently selected HSI category as consequence) and divergences about habitat suitability, to determine which variable combinations indicated a highly suitable habitat, and which combinations had uncertain consequences (no consensus). One model per expert was built, for YOY rearing habitats, parr rearing habitats and spawning habitats.

Variables	Categories	Parameters [a ₁ a ₂ a ₃ a ₄]
Substrate size (mm)	Small	[0 0 50 100]
	Medium	[50 100 250 500]
	Large	[250 500 1000 Inf]
Velocity (m/s)	Small	[0 0 0.05 0.1]
	Medium	[0.05 0.1 0.3 0.5]
	Large	[0.3 0.5 7 Inf]
Depth (m)	Small	[0 0 0.1 0.15]
	Medium	[0.1 0.15 0.5 2]
	Large	[0.5 2 25 Inf]
Habitat Suitability Index	Poor	[0 0 0.1 0.3]
	Medium	[0.1 0.3 0.7 0.9]
	High	[0.7 0.9 1 1]

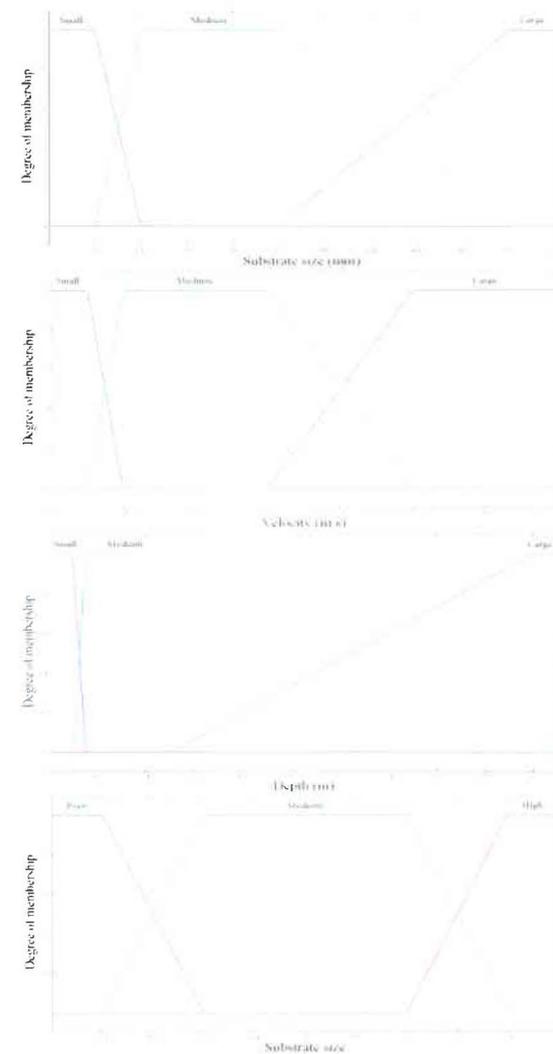


Figure 1-2 : Example of fuzzy sets for the four variables “Substrate size” (a), “Velocity” (b), “Depth” (c) and “Habitat Suitability Index” (d), their three categories and their parameters.

Variables	Categories	Parameters
		$[a_1 \ a_2 \ a_3 \ a_4]$
Substrate size (mm)	Small	$[0 \ 0 \ 50 \ 100]$
	Medium	$[50 \ 100 \ 250 \ 500]$
	Large	$[250 \ 500 \ 1000 \ \text{Inf}]$
Velocity (m/s)	Small	$[0 \ 0 \ 0.05 \ 0.1]$
	Medium	$[0.05 \ 0.1 \ 0.3 \ 0.5]$
	Large	$[0.3 \ 0.5 \ 7 \ \text{Inf}]$
Depth (m)	Small	$[0 \ 0 \ 0.1 \ 0.15]$
	Medium	$[0.1 \ 0.15 \ 0.5 \ 2]$
	Large	$[0.5 \ 2 \ 25 \ \text{Inf}]$
Habitat Suitability Index	Poor	$[0 \ 0 \ 0.1 \ 0.3]$
	Medium	$[0.1 \ 0.3 \ 0.7 \ 0.9]$
	High	$[0.7 \ 0.9 \ 1 \ 1]$

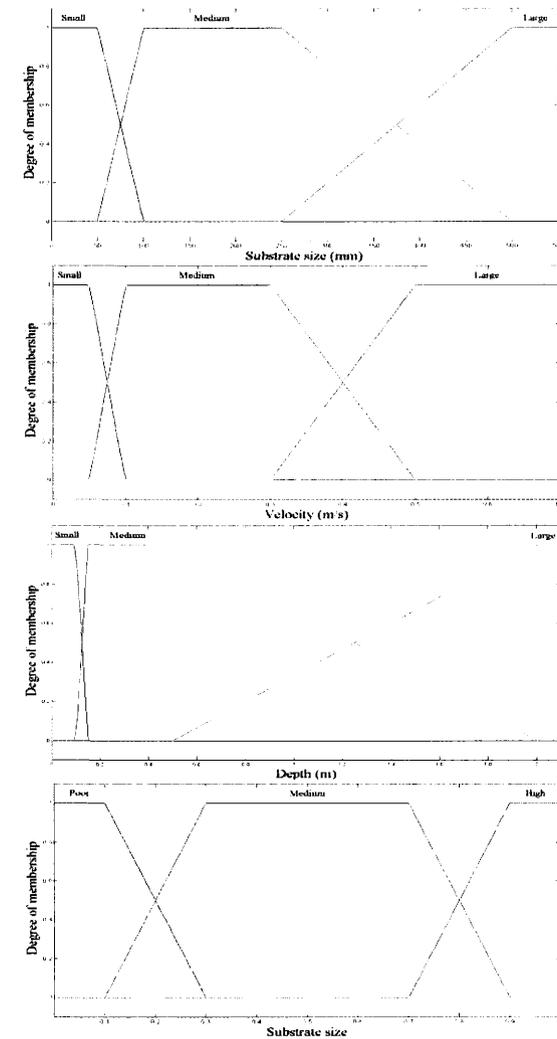


Figure 1-2 : Example of fuzzy sets for the four variables “Substrate size” (a), “Velocity” (b), “Depth” (c) and “Habitat Suitability Index” (d), their three categories and their parameters.

1.2.3 Data processing, inference and defuzzification

Fuzzy sets and fuzzy rules defined by experts were integrated and treated with the fuzzy logic toolbox of the Matlab software (MathWorks, 2006). One of the most used inference methods, the Mamdani inference (Shepard, 2005) was used. According to this method, the implication (i.e. the determination of a rule conclusion, Fig. 1-3) consists of taking the minimum degree of membership, called activation degree, among the categories of the three variables (velocity, depth and substrate size) involved in the rule to clip the degree of membership of the conclusion function (HSI) to this minimum value and then, of aggregating these fuzzy sets obtained for each rule involved, by taking the maximum of the membership functions of the resulting HSI (Mamdani, 1977).

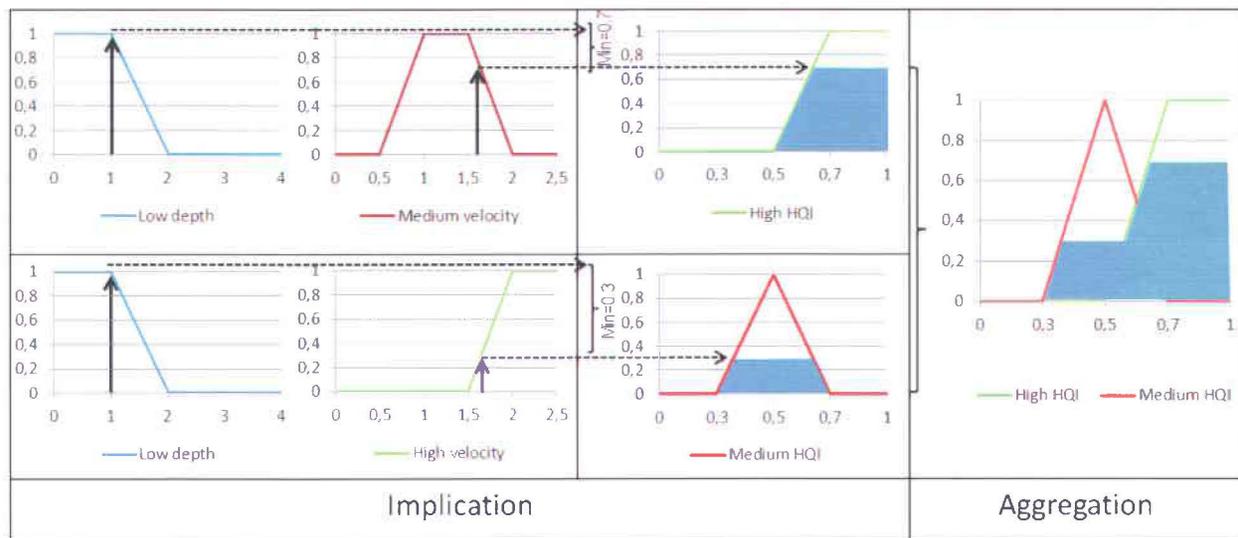


Figure 1-3: Implication and aggregation in fuzzy logic system, in a fictional example for depth=1m and velocity=1.6 m s⁻¹, which trigger simultaneously two fuzzy rules: “IF depth is low AND IF velocity is medium, THEN the HQI is High” and “IF depth is low AND IF velocity is high, THEN the HQI is medium”.

At this stage, the conclusion is represented as a fuzzy set, but to be used in subsequent weighted usable area calculations, a Boolean, so-called crisp number is generally necessary. The process of transforming the final fuzzy set into a crisp number is called defuzzification, which integrates in one number the information included in the resulting fuzzy sets. It provides an HSI value between 0 and 1, with 0 representing unsuitable habitat and 1 the most suitable habitat. Among the existing methods, we selected the most commonly used approach, the Centre of Gravity method, which selects the HSI value associated with the centre of gravity of the resulting fuzzy set output (Jorde *et al.*, 2001).

1.2.4 A case study: Atlantic salmon habitat model on the Romaine River

To evaluate the performance of the model, we used available hydraulic data from the Romaine River, an important salmon river on the Québec (Canada) North Shore region.

The Romaine River flows south for 496 km and empties into the St. Lawrence River. It drains a watershed of 14,350 km² and has a 340 m³ s⁻¹ mean annual flow (Fig. 1-4). Atlantic salmon is present in the lower reaches of the river, up to 52 km from the mouth. Habitat surveys were conducted between 2001 and 2004 to identify spawning and juvenile rearing habitats (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008). Redd density and physical variables characterizing spawning habitat (velocity, depth, and substrate) were measured 34.5, 46.2, 49.0, 51.4 and 51.6 km upstream of the mouth. Parr densities were evaluated in 2001, in known rearing habitats. Habitat characteristic were quantified in the field, in three reaches for spawning habitats and in four reaches for rearing habitats.

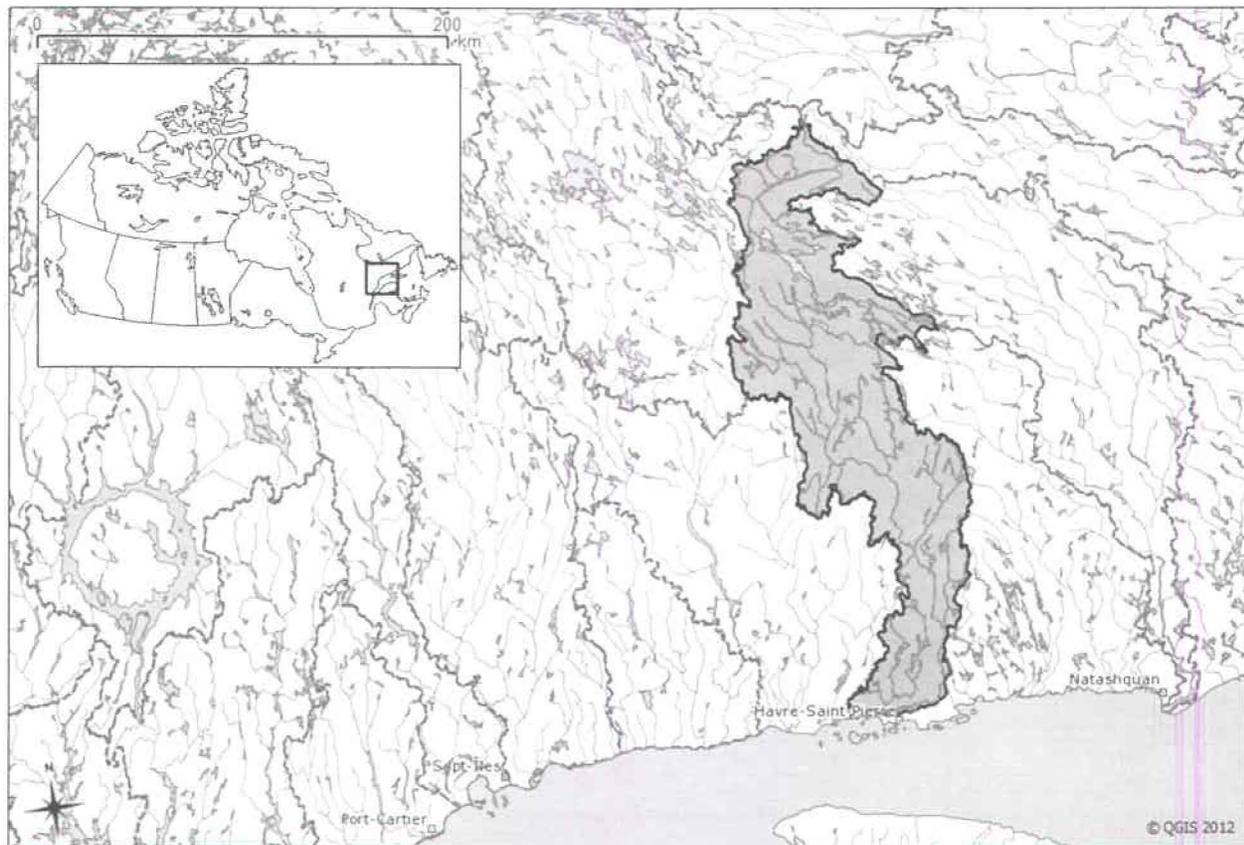


Figure 1-4 : The Romaine River and its watershed.

Hydraulic simulations in the studied river reaches were completed using the HEC-RAS model (U.S. Army Corps of Engineers, 2002), which simulates velocities and depths as a function of discharge in the

study reaches. Simulations were performed for three river reaches for spawning habitat and four reaches for rearing habitat. HEC-RAS simulations are steady-state one-dimensional representations for gradually varied flow (Annear *et al.*, 2004) using energy loss computations. A quasi 2D approximation is obtained by dividing each transect into cells and distributing the flow along the subsections using simple linear weighting techniques (i.e. as a function of cell areas) and respecting the conservation of energy. HEC-RAS will simulate changes in depth and the velocity according to the changes in input discharge but will consider the substrate representation for bed roughness as constant (i.e. no erosion or siltation). The model was calibrated and validated with field measurements of velocities and depths (Hydro-Québec, 2005; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008). The simulations were done with flows varying between 50 and 1200 m³ s⁻¹ with increments of 50 m³ s⁻¹ (i.e. 24 simulations).

Mean substrate diameter was evaluated by visual assessment of the percentage of coverage of the four main grain sizes from eight categories: silt, sand, small gravel, coarse gravel, cobble, rock, boulder and bedrock.

For each life stage, fuzzy HSIs were calculated and defuzzified for each flow increment and for each expert. The defuzzified HSIs were used as weight for each cell and Weighted Usable Area (WUA) was summed at the reach scale, for each expert and each flow increment.

The frequencies of application of each of the 27 rules were calculated by summing all frequencies of use for every expert during the simulations and dividing by the total number of rule applications.

1.2.5 Uncertainty assessment

The number of experts involved in this study enabled calculating a median WUA curve as a function of flow, from each expert's HSI values. In addition, a confidence interval around this median curve can be estimated and an example of recommended discharge value as an instream flow preserving 90% of the maximum WUA can be inferred from the multiple curves of WUA.

To achieve this, standardized median WUA values from all standardized curves were interpolated with a cubic spline, a piecewise polynomial function. Using this spline interpolation, median WUA can be obtained for any discharge value. Then, the confidence interval was calculated with a non-parametric bootstrap resampling method, (e.g. Ayllón *et al.*, 2012): in the pool of WUA values for a given discharge (i.e. one value for each expert), a pseudo-sample of the same size as the initial sample is created by random draw with replacement. A median value is calculated for each pseudo-sample and each flow increment and the process is repeated 2,000 times. Finally, the 2.5th and the 97.5th percentiles were calculated from the sorted pseudo-samples.

In order to compare WUA values, the recommended discharge was arbitrarily assessed as being 90% of the median maximum, as it was done in a preliminary study by Belles-Isles *et al.* (2004). The confidence interval will allow evaluating the variation in the result for the considered recommended discharge value.

1.2.6 Partial validation

Data about Parr and YOY abundances were available. Sampling campaign took place in August 2012. Fishing was realized in 1999 with the help of five different fishing gears (Hoop trap nets, gillnets, fishing rods, seines and electrofishing), choosing the best gear according to the physical features of the river. Physical habitat variables were measured in each river reach where fishing occurred, with information in locations with presence as well as absence of fish. Velocity at 80% of total depth and bathymetry were measured with a Doppler velocimeter, and substrate was evaluated by the proportion of the different grain size categories (bedrock, boulders, cobbles, pebbles, sand and fine particles).

These physical data were used as inputs in the Parr and the YOY fuzzy models: an HSI value was calculated for each measure, expert by expert, and results were split according to the presence or the absence of fish. Two tests were used to highlight a potential significant difference between results of presence and results of absence: the two samples Student t-test and a repeated-measures-ANOVA. For this last test, a stratified random sampling was used to obtain a number of absences equal to that of presences, as the number of absences was much higher than presences. The stratified sampling was determined according to the obvious most decisive variable determining the expert opinion on the quality habitat (i.e. the substrate size, split into three stratum : <30mm, 30 – 50mm, >50mm). Drawing randomly within each stratum allowed for the construction of a representative subsample from the absence measures. The repeated-measures-ANOVA was performed on these sets. We reiterated the process 1000 times, with a creation of a new absence set each time, to validate the test's reliability.

1.3 Results

1.3.1 Spawning habitat

In total, 29 WUA curves were generated, standardized by dividing WUAs by the maximum value. Generally, as a function of discharge, WUA of Atlantic salmon spawning habitat in the Romaine River increased sharply initially as a function of discharge, then reached a plateau, with a maximum between 300 and 500 m³ s⁻¹ according to the experts' curves and remained stable, or decreased, with larger flow values. A few curves showed WUA continuing to increase with flows greater than 350 m³ s⁻¹ (Fig. 1-5a).

The range of WUA values covered by the curves is relatively large; the greatest difference between two curves equaled $0.79 \text{ WUA/WUA}_{\text{max}}$ for the larger discharge values.

Using interpolated WUA values from the splines, the median and the confidence interval were calculated for each discharge value, with an increment of $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 1-5b). These three curves followed the same general shape: an initial increase followed by a plateau, with a maximum WUA at $1061 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the median, $1067 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the lower limit and $664 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the upper one.

The 90% of the maximum median value of standardized WUA was 0.4581, equivalent to a discharge of $954 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. For this discharge value, the upper limit of the 95% confidence interval was 0.512, the lower limit 0.421. The upper and lower confidence interval limits associated with 90% of maximum WUA were respectively at $383 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\text{WUA}_{90\text{max}}=0.50$) and $302 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\text{WUA}_{90\text{max}}=0.39$).

1.3.2 Parr rearing habitat

Again, 29 expert fuzzy sets were available to draw 29 standardized WUA curves representing rearing habitats for salmon parr in the Romaine River. These curves generally followed a shape similar to that of spawning habitat WUA. Most of the curves approach an asymptote with increasing discharge and thus, 17 on 29 curves did not reach a maximum WUA before the last discharge value. For the other 12 curves, the maximum WUA was obtained for discharge values ranging from 600 to $900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 1-6a). Except for three cases, all curves were relatively close to one another: the greatest difference of WUA values between the curves equaled 0.54 for the highest value of discharge.

The median, upper and lower bounds of the WUA-discharge relationship for parr rearing habitat tend to follow the general increasing trend with flow up to $899 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the upper limit, $875 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the lower limit and $777 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ for the median, then flattening out for higher flow values (Fig. 1-6b).

The suggested target (90% of the median maximum) equals 0.420 WUA, associated with a discharge of $432 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. For this discharge value, the upper confidence interval was 0.505 WUA, the lower one, 0.336 WUA. The upper and lower confidence interval limits associated with 90% of the maximum WUA were $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\text{WUA}_{90\text{max}}=0.51$) and $523 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($\text{WUA}_{90\text{max}}=0.35$), respectively.

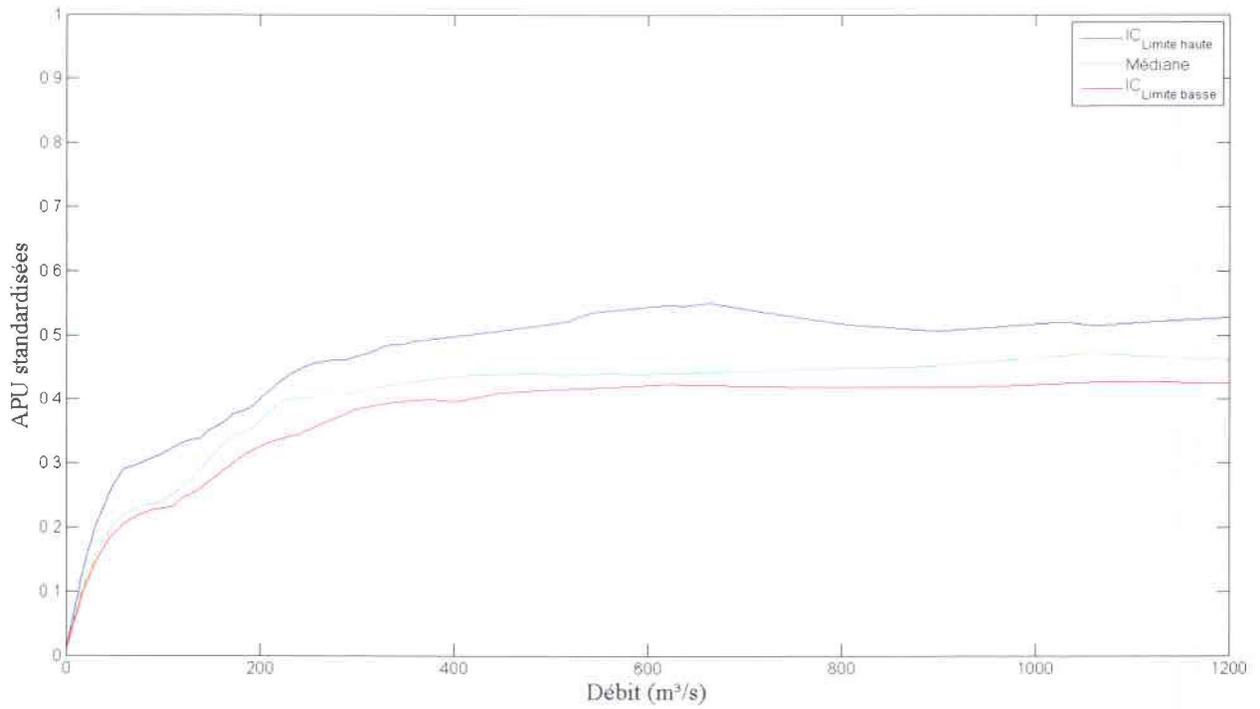
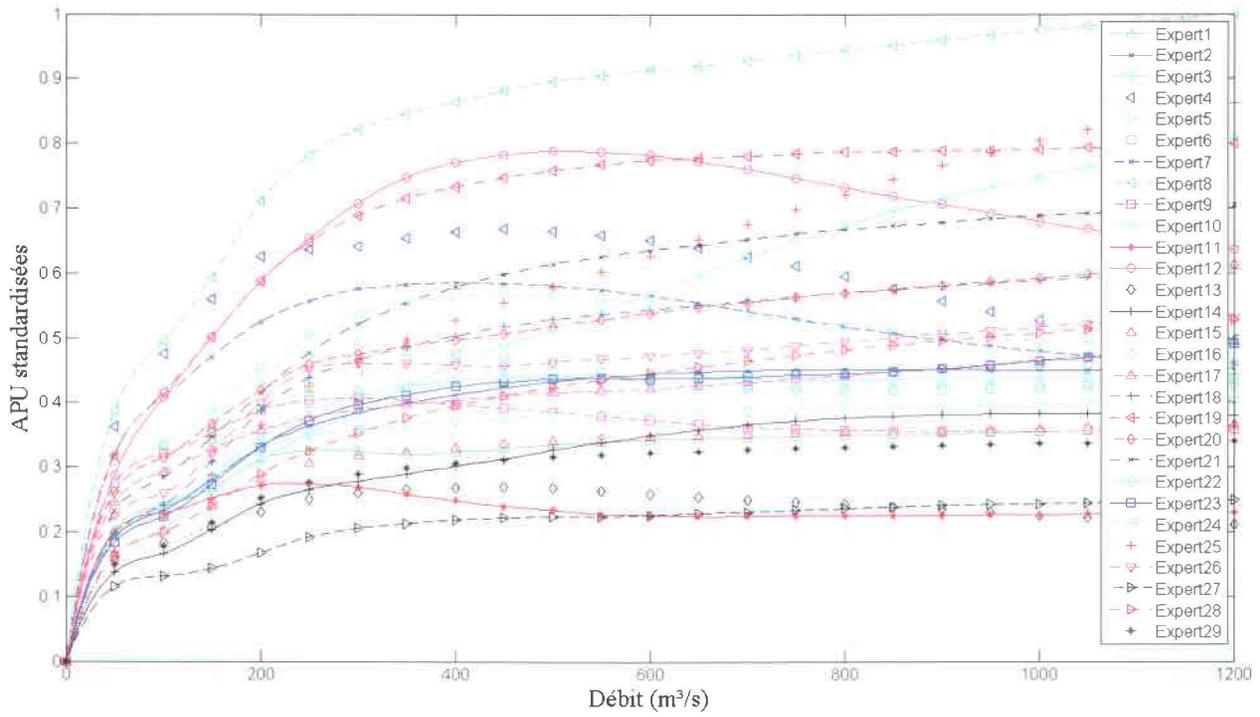


Figure 1-5 : Splines of normalized WUA curves in the Romaine river (Canada) for Atlantic salmon spawning habitat for each expert (a) and curves of median and confidence interval obtained by bootstrap (b).

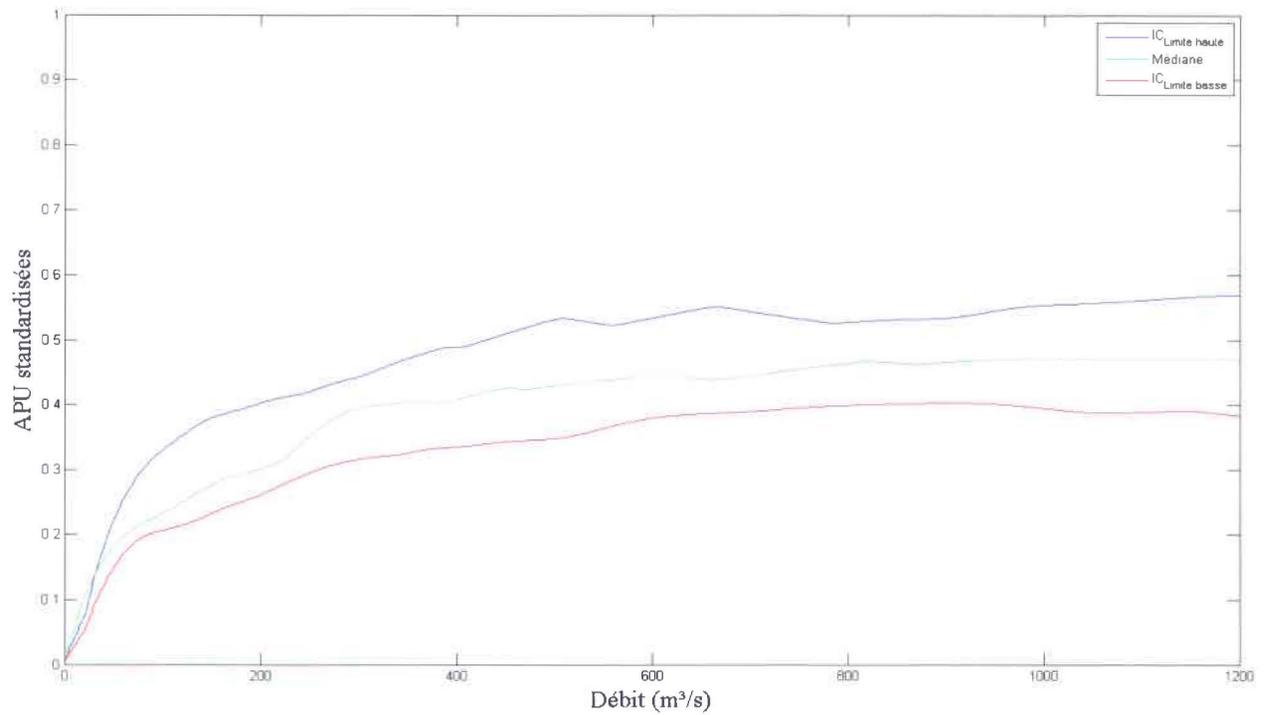
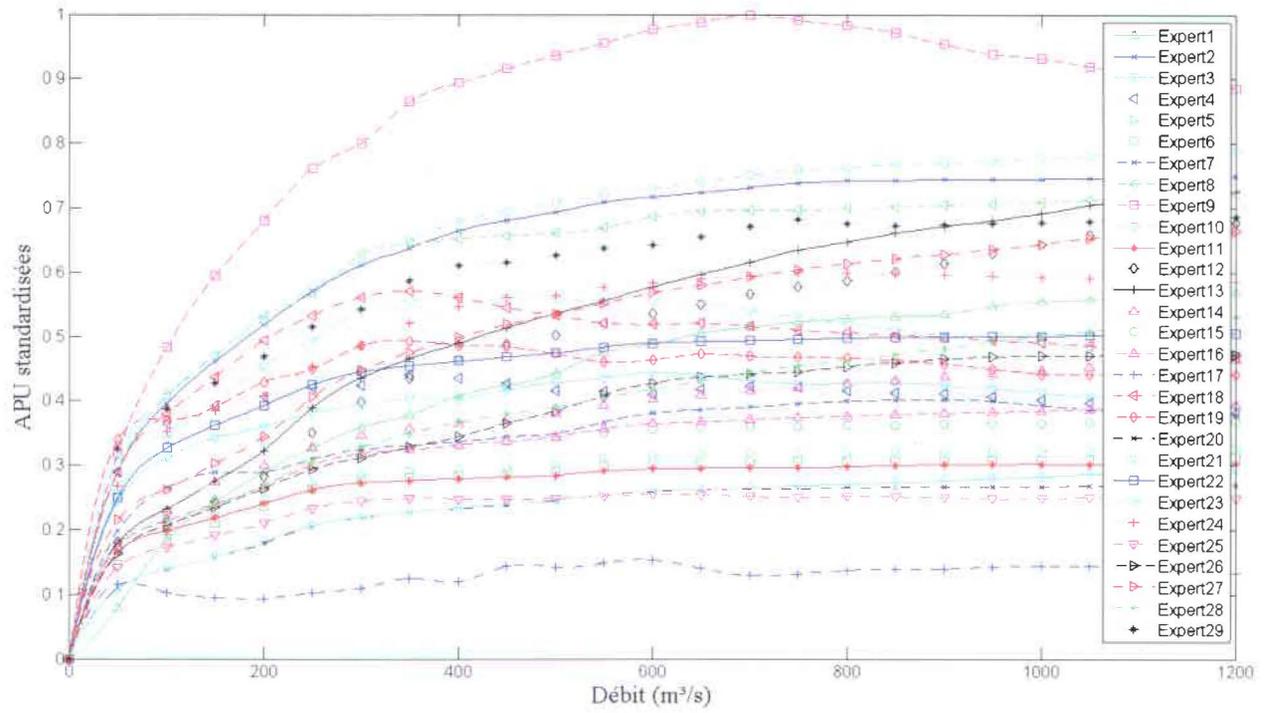


Figure 1-6: Splines of normalized WUA curves in the Romaine river (Canada) for Atlantic salmon parr rearing habitat for each expert (a) and curves of median and confidence interval obtained by bootstrap (b).

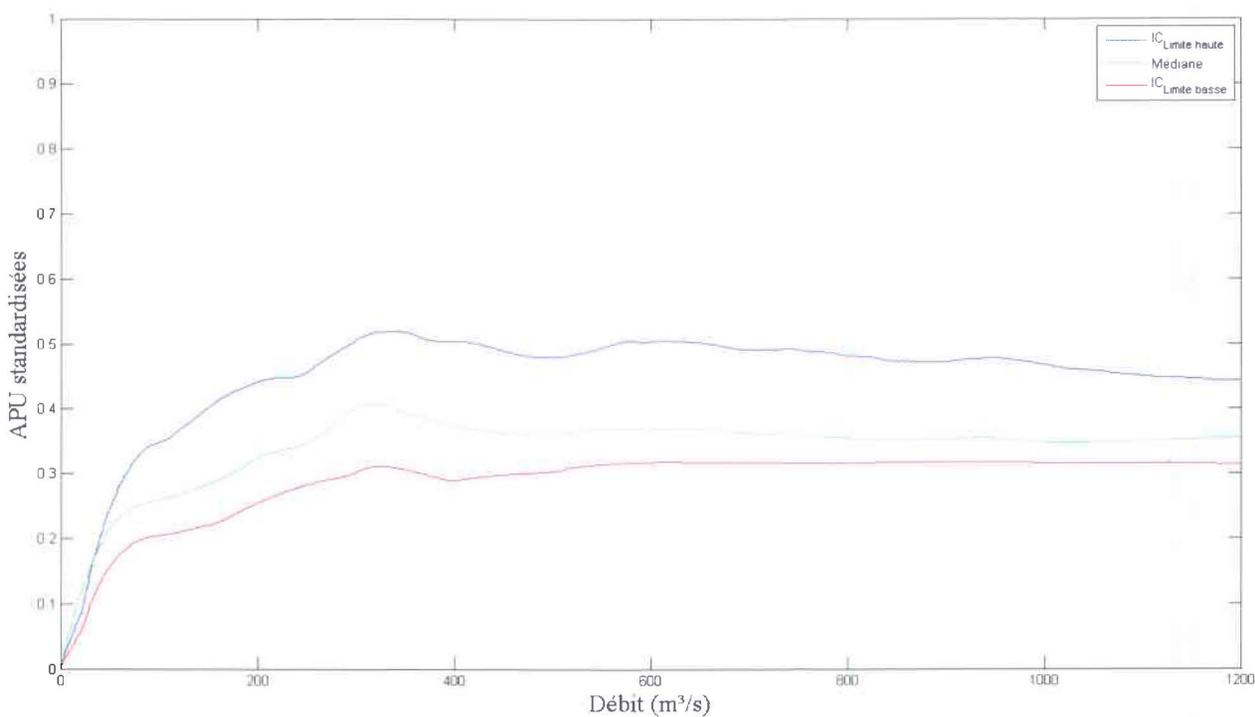
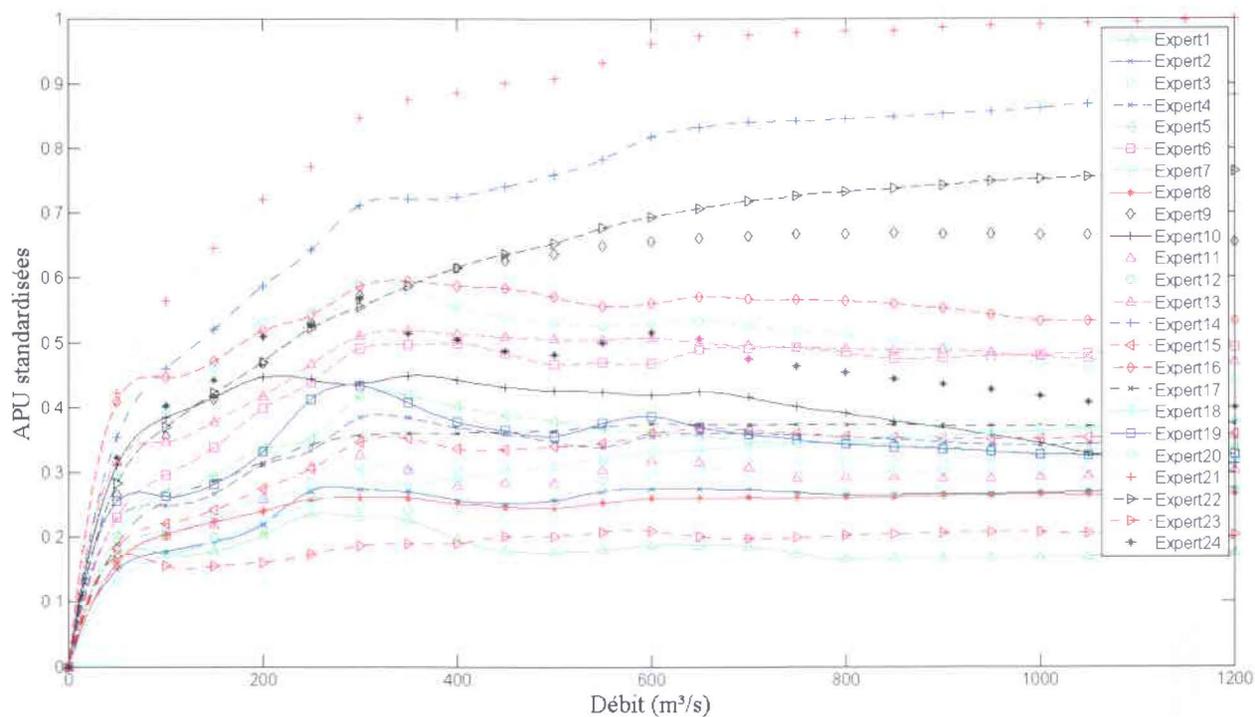


Figure 1-7 : Splines of normalized WUA curves in the Romaine river (Canada) for Atlantic salmon young-of-the-year rearing habitat for each expert (a) and curves of median and confidence interval obtained by bootstrap (b).

1.3.3 Young-of-the-Year (YOY) rearing habitat

For this life stage, 24 expert assessments were compiled. All the curves for YOY rearing habitat showed a rapid initial increase in WUA as a function of flow followed by a flattening (plateau) pattern (Fig. 1-7a). However, the range of WUA covered by the set of curves is wider than for the other two life stages (Fig. 1-7b), reaching a maximum difference of 0.82 WUA between the highest and lowest values. Among those curves achieving a maximum WUA, the associated flows varied from 300 to 600 m³ s⁻¹.

At 90% of the median maximum, the standardized WUA equaled 0.367, for a discharge of 271 m³ s⁻¹. For this discharge value, the WUA upper confidence interval limit was 0.479 and the lower limit was 0.291. The upper and lower confidence interval limit associated with 90% of the WUA median maximum were both reached at 260 m³ s⁻¹.

1.3.4 Consensus and frequencies of rules uses

As already explained, consensus (i.e. the most frequently selected HSI category as consequence) and divergence in rule consequences were examined in relation to their frequencies of use. The 27 possible combinations are presented in Table 1-2.

Only six rules for YOY, five of which were rarely used, were agreed upon by at least 75% (n=18/24) of the experts. These rules always involve the category "Low substrate size" and consequently lead to low habitat suitability. Rule #14, "medium substrate size-medium velocity- medium depth" is seen as a combination leading to a high HSI. On other hand, six other rules failed to unite more than 50% of the experts' opinion: five of them include "High substrate size", and two of them are the most frequently applied rules: Rule #24 (16.11%) and Rule #27 (13.9%).

For the parr rearing model, seven rules were consensual for more than 75% of the experts (n=22/27), but they were seldom used (only 2% of application). Among them, five rules included the "Low substrate size" category, and six rules were resulting in a "Low HSI" when applied, the seventh rule being #14 "medium substrate- medium velocity- medium depth" with the consequence "High HSI". Only four rules were disagreed upon by at least 50% of experts but none of them was used more than 3% of the time.

For adult spawning habitat, consensuses are frequent: more than 75% (n= 22) of the experts agreed on the consequence for 13 rules, of which 12 give a "Low HSI", but none of them except one (#19) is used in more than 10% of cases. Eight consensual rules include "Low substrate size" and seven of them involve the category "Low Velocity". Experts disagreements on consequences were important for only two rules, #13 and #15 ("Medium Substrate -Medium Velocity" and respectively "Low or High depth") while Rule

#15 is the 5th most frequently applied rule. The three most frequently applied rules included coarse substrate size as one of the variable (#27, 21.7%; #24, 15.7%; #19, 14%).

Tableau 1-2: Consensus rules for young-of-the-year rearing habitat, parr rearing habitat and adult spawning habitat of Atlantic salmon.

Rules	Substrate	Velocity	Depth	Consensus rules and frequencies of use (%)					
				YOY		Parr		Adults	
1	L	L	L	L*	1.41	L*	0.49	L*	0.30
2	L	L	M	L	1,40	L*	0,66	L*	0,23
3	L	L	H	L*	2,01	L*	1,90	L*	0,92
4	L	M	L	L	0,22	L*	0,11	L*	0,07
5	L	M	M	M	2,84	M	1,07	L*	0,29
6	L	M	H	L	11,70	L	8,67	L*	3,72
7	L	H	L	L*	0,01	L*	0,02	L*	0,02
8	L	H	M	L*	0,38	L	0,29	L	0,13
9	L	H	H	L*	10.55	L	5.98	L*	8.14
10	M	L	L	M	0.91	L*	1.82	L*	0.58
11	M	L	M	M	1.03	M	1.19	M	0.44
12	M	L	H	L	1.46	M†	3.13	M	1.67
13	M	M	L	H	0.18	M	0.15	M†	0.09
14	M	M	M	H*	2.03	H*	1.65	H*	0.49
15	M	M	H	M	8.91	M	13.28	M or H†	7.67
16	M	H	L	M	0.01	M	0.02	M	0.02
17	M	H	M	M†	0.23	H	0.25	H	0.14
18	M	H	H	L	7.56	M	7.48	M	12.76
19	H	L	L	L	4.93	L	13.60	L*	14.06
20	H	L	M	M†	2.76	M	4.23	L*	2.74
21	H	L	H	L	3.23	L	4.65	L*	4.32
22	H	M	L	M	0.39	M	0.63	L	0.63
23	H	M	M	M or H†	4.87	H	4.23	M	2.80
24	H	M	H	L†	16.11	M	16.27	L	15.65
25	H	H	L	M†	0.02	L†	0.03	L	0.04
26	H	H	M	M	0.96	M†	0.52	L	0.43
27	H	H	H	L or M†	13.90	M†	7.70	L	21.65

L= "Low HSI" category; M="Medium HSI" category; H="High HSI" category. The most frequently used rules for each life stage are identified in **bold text**.

*= Consensus >75% of experts;

†=Consensus<50% of experts.

1.3.5 Partial validation

645 points were measured, 220 YOY and 203 Parr were found in 206 of them. After processing the associated physical habitat variables, HSI values were calculated for each site with presence and absence

and using each expert's fuzzy sets and rules: Overall, this yielded 3480 HSI values associated with YOY presence, 12000 HSI values associated with YOY absence , 4205 for Parr presence and 14500 for Parr absence.

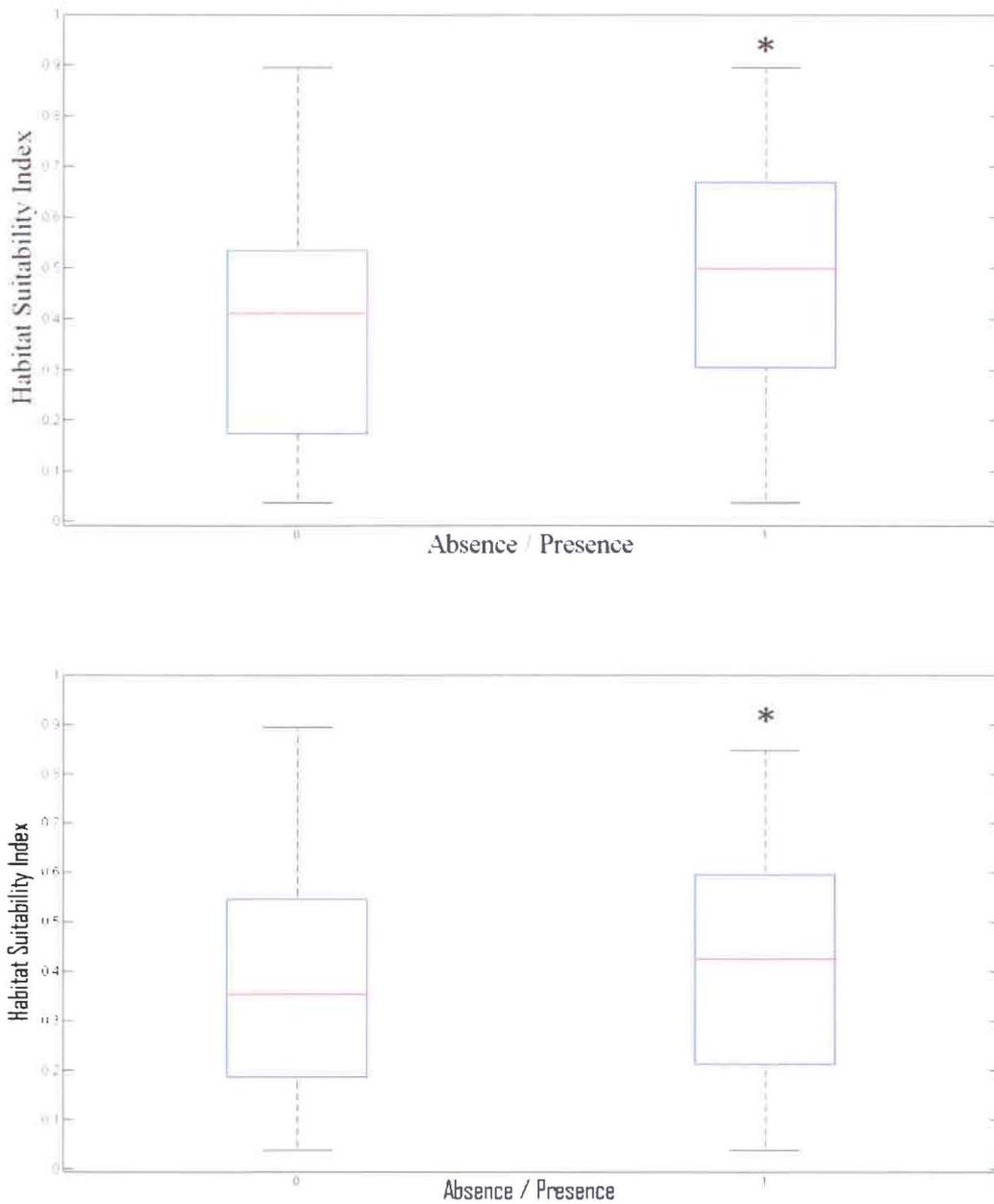


Figure 1-8: Summary of modeled normalized WUA from absence/presence data of Atlantic salmon young-of-the-year (a) and parr (b) of Romaine River. Significant differences between “presence” and “absence” groups are highlighted by an asterisk (Two-sample test of Student, p -value<0.05).

For YOY model, the “Absence” and “Presence” group HSI medians equal respectively 0.41 and 0.5 with 0.228 and 0.230 as standard deviations (Fig 1-8a). The two-sample test of Student shows that the two groups are significantly different ($t = -19.4768$, $df = 15478$, $p\text{-value} < 2.2e^{-16}$). The repeated measures ANOVA with stratified random sampling of absence sets calculate a $p\text{-value} < 0.05$ in only 2.5% of iterations.

For Parr, the “Absence” and “Presence” group HSI medians equal respectively 0.35 and 0.43 with 0.233 and 0.231 as standard deviations (Fig. 1-8b). The two-sample test of Student shows that the two groups are significantly different ($t = -9.37$, $df = 18703$, $p\text{-value} < 2.2e^{-16}$). The repeated measures ANOVA with stratified random sampling of absence sets calculate a $p\text{-value} < 0.05$ in 99.9% of iterations.

1.4 Discussion

Expert knowledge is frequently used in habitat modeling and fuzzy logic is an effective method to integrate and process such information. As in the study of Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008), we gathered the opinion of multiple experts to evaluate the usable area of Atlantic salmon habitat in the lower reaches of the Romaine River, and we expanded on this previous work by developing fuzzy sets and rules for YOY rearing habitat. In addition, to our knowledge, this may be the largest collection of expert knowledge used in a fuzzy model for three Atlantic salmon life stages. This relatively large number of experts allowed the calculation of confidence intervals around the median WUA-discharge curve.

The general shape of the WUA curves was similar to those obtained by other habitat model simulations (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008; Ayllón *et al.*, 2012): an initial sharp increase representing the gain of habitat (for salmon reproduction or rearing) with increasing discharge, up to some optimum or maximum WUA, followed by a flat or a decreasing curve, beyond which no additional habitat was provided with increased discharge. Gibbins *et al.* (2000), with mean specific discharges comparable to ours ($2 \cdot 10^{-2}$ vs $2.4 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$), obtained a similar shape for WUA predictions made with PHABSIM for YOY, parr and spawning adults. Also, similar to our findings, Bourgeois *et al.* (1996), used PHABSIM for juvenile Atlantic salmon in Catamaran Brook (New Brunswick, Canada) and found that mean discharges associated with YOY salmon maximum WUA were lower than for parr (specific discharge = $2 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$).

The WUA-discharge curves produced by Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008) were similar for the six different experts surveyed. In our study, increasing the number of experts (to 27) resulted in higher variation for the resulting WUA-discharge curves. We suggest several explanations for this phenomenon, including the degree of overlap of the variable categories, consensuses and frequency of use of each rule.

The size of the overlap of two consecutive categories influences the frequency of rule use: i.e. the larger the overlap between two categories, the greater the likelihood to use two rules instead of one. This overlap should be wider when the expert knowledge is uncertain and/or when the considered species' habitat preferences are plastic, or less well defined. For example, it should be easier to determine substrate size fuzzy sets with less uncertainty for a fish species showing clear preferences for a precise range of substrate (i.e: gravel from 2 to 64mm diameter) and avoid obviously the others size to accomplish a function, than for a fish who seems to be indifferent to substrate size. The larger number of consensus with >75% of experts reached by the spawning habitat model highlights either a better knowledge of spawning needs or a more precise preferences showed by the salmon.

The second explanation could be related to the rule consequences, in relation to the frequencies of use of the rules. Parr rearing habitat and spawning adult habitat models showed a large number of rules for which a large consensus was reached (Table 1-2), especially to define unsuitable habitat and their confidence interval was relatively narrow. The YOY rearing habitat model was characterized by a large range of WUA values represented by the curves. Consensus were scarcer for this life stage than for the other two, and more conflicting opinions introduced a larger degree of uncertainty (Uusitalo *et al.*, 2005). The uncertainty may also have been affected by the smaller number of participating experts with stronger divergent opinions for the YOY habitat (24 vs 29 for parr and adult models) and above all, by the important discrepancies between expert opinions regarding the four most frequently used rules, which represent more than the half of total habitat use in the Romaine River simulations. This lack of agreement coupled to a frequent rule use likely explains the divergence in WUA vs discharge curves, most obvious in the YOY habitat model. Even if uncertainty is inherent to HSI models (Van der Lee *et al.*, 2006), the large uncertainty associated with multiple expert surveys may be an indication that there is a risk in developing a knowledge-based model with relatively few experts. This is one of the known limits of using expert knowledge, but it could be compensated in part by a great number of involved experts (Mackinson, 2000). The divergence in expert opinions may also stem from their different backgrounds of experiences in the field, or from disagreement about the validity of experiments or data sets (Uusitalo *et al.*, 2005). One of the possible explanations of the large spread of curves for each life stage, even for a relatively well-known and often studied species like Atlantic salmon, could be the influence of regional experience of the experts, or the source of their knowledge. For example, Armstrong *et al.* (2003) noticed that the mean depths describing salmon redds were different between Norwegian, Scottish and Canadian rivers. This difference could modify experts' appreciation and introduce local particularities in models that lead to widely varying curves. Even if fuzzy logic is able to integrate opinion with slight divergences, this issue needs to be addressed in future studies to determine if it is possible to combine the knowledge from

experts who study a species inhabiting a wide, and variable, geographic region (in this case, rivers in North America and Europe) (Nicieza *et al.*, 1991).

In spite of the seemingly large variability in WUA-discharge curves, the confidence intervals around the medians are typical of habitat models, especially when modeling spawning and the parr rearing habitats. Belles-Isles *et al.* (2004) modeled parr rearing and adult spawning habitat using a single habitat suitability curve developed specifically for the Romaine River, and used 90% of maximum WUA as the suggested environmental flow. For the spawning period, the $954 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ flow value obtained using the multiple expert fuzzy model (our study) is definitely too high for a practical instream flow management. If the curve is limited in a range of discharges, from 0 to $800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, 90% of the maximum reached in this range equals $351 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Although this value is still higher than the $157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ recommended using the standard model, the value of $351 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ is similar to $327 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, the mean discharge of the lower Romaine River (km 16) in October during the spawning period (Hydro-Québec, 2005). Based on juvenile salmon requirements during the summer, the initial recommended environmental flow for the Romaine River was between 225 and $284 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Belles-Isles *et al.*, 2004), which was subsequently reduced to $170 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Our model yielded an environmental flow recommendation of $271 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, similar to the initial expert recommendation for the YOY salmon. However, $432 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ would be required to obtain 90% of the WUA maximum for parr rearing habitat, much higher than the mean annual flow in the Romaine River ($340 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). The main reason for this discrepancy is the arbitrary (hypothetical) selection criterion (90% of maximum WUA) and the shape of the WUA-discharge curve, with a maximum located at a higher discharge than expected because of the gradual, constant increase. With this artifact, the 90% WUA maximum is associated with a large (and unreasonable) discharge value. In this context, the recommended environmental flow of $284 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ corresponds to 81% of the maximum of WUA ($0.385 \text{ WUA}/\text{WUA}_{\text{max}}$). However, it is important to highlight that the Romaine river is particular for a special reason: 52.5 km upstream from the mouth, a waterfall called Grande Chute (Belles-Isles *et al.*, 2004) is the upper boundary for salmon in the river and its presence forces the adults to spawn at the bottom of this waterfall, in atypical depths, as deep as 3m. Additionally, the knowledge of involved experts was not limited at the Romaine river region, and the fuzzy sets and rules were not defined especially for this particular river: experts considered other salmon streams, with different rate of flow and behavior than the river considered in this study, explaining possibly the difference between the recommended flow from the fuzzy models and the actual recommendation.

Ignoring seasonal and circadian variability of habitat use (Cunjak, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 2004) is a known source of errors (Barry *et al.*, 2006). This study emphasized three of the most commonly selected variables in Atlantic salmon habitat modeling: substrate size, depth and velocity (Heggenes, 1990), but

was limited to the summer period. Adding variables or categories would lead to an increase in the number of rules (Total rule number= m^n , with m the number of categories, and n the number of variables). However, our models could be easily improved by addition of a fuzzy sub-model (Daunicht *et al.*, 1996) or integration of physical variables like temperature or an index of heterogeneity (e.g., for substrate). Our models estimate the suitability of a considered reach by calculating a WUA and the variation of the response for a given discharge, not a final abundance or an ultimate used area. This estimation could be a final goal of habitat models but salmon density depends of many biotic and abiotic parameters (Armstrong *et al.*, 2003; Klemetsen *et al.*, 2003), WUA and density are not always clearly linked (Bourgeois *et al.*, 1996).

The performance of the models was tested by comparing the model HSI results between sites with and without juvenile salmon. For Parr and YOY, the models yielded significant higher median HSI values for Presence than for Absence according to the Student t-test: that is, fish are more likely to be found in habitats with higher modeled HSI values. The results were confirmed by the repeated measures ANOVA for the Parr model, but not for the YOY model. In addition to the inherent model limits, some explanations are offered to explain the discrepancy for YOY. First, the smaller body size of YOY may impose energetic restrictions on the microhabitats that can be exploited, as well as precluding access to favoured habitat conditions because of inferior competitive abilities relative to larger salmon parr and other competitors (Heggenes *et al.*, 1999). Such differences may have influenced the field validation data used in the model. Then, there may be uncertainty associated with the definition of fuzzy sets, related to the temporal variability in growth and size between YOY and parr. The YOY life stage lasts but a few months yet size can double during the period from alevin to end of the first growing season. Hence, YOY microhabitat preferences can differ significantly from the beginning to the end of summer. Experts may have defined the fuzzy sets for habitat preferences by considering YOY at different moments, thereby influencing the model outputs and reliability (Heggenes *et al.*, 1999). However, this partial validation indicates that the fuzzy models are promising, at least for the parr models. In the future, it will be necessary to validate the spawning adult fuzzy model with field data, and to apply the models on data from different rivers to evaluate the potential exportability.

Among the large quantity of tools calculating environmental flows, fuzzy models tend to be easy to use, needing fieldwork only for validation and calibration of hydraulics data and not for site-specific measurements, and can integrate uncertainty by collecting a large number of valuable expert opinions. Multiple expert models could be useful tools, intrinsically easily exportable without complex adaptations like some other IFIM methods (Annear *et al.*, 2004). The fuzzy logic ability of dealing with uncertainty and the accumulation of expert' opinions about fish preferences, instead of only one preference curve,

allow to quantify uncertainties inherent in fuzzy habitat models and to provide a confidence interval around flow values associated with a certain WUA criterion. Despite a large range of Weighted Usable Area covered by the individual experts' curves, it was possible to reach a relatively narrow and credible confidence interval, which is necessary to explain or evaluate variations in expected responses of instream flow values, but unfortunately rarely estimated in literature. Prior implementation by water managers, it is important to validate the model, i.e demonstrate that the model is acceptable for its intended purpose (Rykiel, 1996) by confronting with abundance or presence/absence of fish from multiple sites (and eventually multiple rivers) vs model prediction (Kampichler *et al.*, 2000; Fukuda *et al.*, 2008; Mouton *et al.*, 2008).

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge every expert who agreed to participate in this study: Alfredsen K., Belles-Isles M., Belzile L., Bergeron N., Bérubé M., Boivin A., Breau C., Buoro M., Caron F., Clément M., Cuerrier D., Cunjak R., Dauphin G., Dumont R., Gauthier C., Guérard N., Heggenes J., Johnston P., Lapointe A., Lesvesque F., Linnansaari T., Milner N., Moore D., Murdock M., Noak M., Prevost E., Riley B., Rodriguez M., Sabourin F., Saltveit S.J. and their respective organizations. This work was supported in part by NSERC, Hydro-Québec and the Institut National de la Recherche Scientifique (INRS). Additionally, we thank V. Ouellet, T. Irving and two anonymous reviewers for their constructive comments on this paper, and C. Gignac for his help in GIS and for his comments. This represents Contribution No. 116 to the Catamaran Brook Habitat Research Project.

2 INFLUENCES DES EXPERIENCES PERSONNELLES DES EXPERTS DANS UNE MODÉLISATION FLOUE : ÉTUDE DE CAS SUR LES MODÈLES D'HABITAT DU SAUMON ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*)

Le titre original de cette publication était : « Influences of experts' personal experiences in fuzzy logic modeling: a case study with Atlantic salmon (*Salmo salar*) habitat models. »

J. MOCQ^{a,b,†}, **A. ST-HILAIRE**^{a,b} and **R.A. CUNJAK**^b

^a INRS-ETE, Université du Québec, 490 rue de la Couronne, Québec, QC, G1K9A9, Canada.

^b Canadian River Institute, Department of Biology, University of New-Brunswick, P.O. Box 4400, Fredericton, NB, Canada, E3B5A3

La première version de cet article a été soumise le 26 septembre 2013 au journal « Environmental Modelling and Software ». Les contributions respectives des coauteurs sont les mêmes que pour le premier article.

Résumé

Les connaissances d'experts sont régulièrement utilisées en modélisation, quand les données de terrain sont rares ou imprécises, ou quand il est nécessaire d'obtenir des informations de systèmes environnementaux complexes. Un expert peut être vu comme un moyen d'intégrer un grand nombre de variables, ses expériences personnelles et les connaissances académiques publiées ou non. En conséquence, chaque expérience personnelle va modifier la perception de l'expert, devenant alors la base fondamentale des modélisations basées sur les connaissances d'experts et la source des biais. Nous avons utilisé un projet de modélisation floue de l'habitat du saumon pour étudier les influences possibles de ces expériences personnelles

Des modèles d'habitats de trois stades de vie du saumon atlantique (*Salmo salar*) ont été construits en utilisant la logique floue, basée sur des Indices de Qualité d'Habitat (IQH). Trente experts du saumon, d'expériences et de nationalités diverses, ont défini les ensembles et les règles flous. Des courbes d'Aires Pondérées Utiles (APU) ont été calculées pour chaque expert en couplant les modèles avec des simulations hydrauliques de la rivière Romaine (Québec, Canada). Ensuite, en séparant les experts en sous-groupes, trois biais possibles ont été testés : l'étendue géographique des connaissances des experts (Europe ou Amérique du Nord), l'origine de leurs connaissances (connaissances issues principalement du travail de terrain ou issues d'un mélange équilibré entre travail de terrain et connaissances théoriques provenant de la littérature académique) et le secteur d'emploi (institution privée ou publique). Pour chaque sous-groupe, un intervalle de confiance a été calculé autour d'une courbe d'APU médiane à l'aide de la méthode du bootstrap. L'influence de l'expérience personnelle testée était considérée comme significative dès que les intervalles de confiance cessaient de se chevaucher.

Aucune influence significative n'a été observée pour le secteur d'emploi et l'origine des connaissances, pour les trois stades de vie considérés. En revanche, l'étendue géographique des connaissances des experts a montré une influence significative dans notre modèle d'habitat de reproduction. En conséquence, même si nos résultats pourraient ne pas être applicables pour d'autres systèmes, le choix d'experts locaux en modélisation est recommandé.

Abstract

The knowledge of scientific experts is regularly used in modeling, when field data are rare or imprecise, or when it is necessary to obtain information about complex environmental systems. The expert can be an integrator of multiple variables and expert opinion is an effective way to merge published, unpublished

and disparate knowledge as well as personal experience. This knowledge is acquired by training, education and practical experience. Consequently, each personal experience modifies the expert's perception which is the basis of expert knowledge-based modeling and the source of the biases. Using a case study dealing with fish habitat modeling, we investigated the possible influences of some of these personal experiences.

A habitat model of three Atlantic salmon (*Salmo salar*) life-stages was constructed using fuzzy logic based habitat suitability indices (HSI). Thirty salmon experts, with different backgrounds and nationalities defined fuzzy sets and fuzzy rules. Weighted Usable Area (WUA) curves were calculated for each expert by coupling the models with hydraulics modeling of the Romaine River (Quebec, Canada). Then, by splitting experts into subgroups, three possible biases were tested: the experts' geographic area of knowledge (Europe versus North America), the knowledge origin (fieldwork-dominated knowledge or a combination of fieldwork and literature) and institutional position (private or public institution). A confidence interval was calculated around a median curve for each subgroup by bootstrap resampling. The confidence intervals ceasing to overlap suggested a significant influence of the tested experience.

No significant impact was observable for institutional position and knowledge origin, for all three considered life stages. However, the experts' geographic origin showed a significant influence in our spawning adults habitat model. Consequently, even if these results could not be applied for other systems, the choice of local expert in modeling is recommended.

Keywords: fuzzy logic, habitat model, Atlantic salmon, expert opinion, personal experiences.

2.1 Introduction

The scientific expert knowledge in environmental management (e.g., from researchers, consultants or field technicians) can be considered as a huge and available database, constantly improved by daily experience in the field, and from new findings in the published literature. Despite the difficulty to reach tacit and implicit knowledge (i.e. inarticulate and hardly articulate knowledge (Nickols, 2000; Raymond *et al.*, 2010), soliciting expert opinion is a valuable complement to experimental data because of its ability of synthesize and incorporate historical trajectories of environmental phenomena (Fazey *et al.*, 2006). This knowledge is often used when a decision must be made quickly, or when it becomes difficult to extract information from complex environmental systems or when formal theories are poorly developed (Cheung *et al.*, 2005; Krueger *et al.*, 2012). The expert is an integrator of multiple, or little-known, variables and his/her opinion is an effective way to merge published, unpublished and disparate sources of knowledge and experience.

In this work, an expert is defined as a person with relevant and extended knowledge in the considered topic, acquired by training, education and practical experience (Fazey *et al.*, 2006; Krueger *et al.*, 2012), and who can influence personal, judgmental, analytical and procedural behavior (Greenwell 1988, cited by (Cornelissen *et al.*, 2003)). Consequently, each personal experience modifies the expert's perception, which is the basis of expert knowledge-based modeling and the source of the biases. Three types of biases inherent to the environmental sciences are known to have influences (Ford *et al.*, 1997; Huesemann, 2002): personal (e.g. convictions and ideologies, profit or other, personal motivations), institutional (such as direct or indirect pressure from the funding agency or employer) and socio-cultural biases (e.g., western societies value the study of the environment for the benefit and profit of Mankind). Biases and personal experiences explain some of the divergent opinions between experts in expert-based modeling and these disagreements may provide valuable information about the studied process (Aspinall, 2010; Knol *et al.*, 2010). Regularly, scientific research proposes new approaches and methods to elicit and aggregate opinions with the minimum of unwanted biases (Page *et al.*, 2012; Vrana *et al.*, 2012).

In ecology, several statistical models are based on expert knowledge (Pearce *et al.*, 2001; Seoane *et al.*, 2005), specifically Bayesian models (James *et al.*, 2010; Kuhnert *et al.*, 2010) and fuzzy logic systems (Zadeh, 1965; Mamdani, 1977; Jorde *et al.*, 2001). Fuzzy logic can utilize linguistic variables, imitating the human way of thinking and expression, and allowing a single data value to belong simultaneously to several categories (Zadeh, 1965). Such flexibility makes fuzzy logic able to deal with uncertainty and vagueness. This ability makes it particularly suitable in environmental sciences, where data can be either scarce or plentiful (e.g. high-resolution spatial data, long time series...), can come from objective (e.g. measurements) and subjective (assessments, expert knowledge) information and subject to imprecision because of technical or budgetary constraints, incomplete or inaccurate datasets (Salski, 1992; Salski, 1998). In the environmental sciences, fuzzy logic has been used in impact evaluation (Enea *et al.*, 2001; Kampichler *et al.*, 2010), population ecology (Daunicht *et al.*, 1996; Bock *et al.*, 1998; Kampichler *et al.*, 2000), hydrology and hydraulics (Bárdossy, 1996; Legleiter *et al.*, 2005) and ecosystem modeling (Uhrmacher *et al.*, 1997). There are two ways to use fuzzy logic, in the case of multiple experts-based modeling: either the model is built to reach a consensus between several stakeholders with divergent opinions and even occasional opposite interest (e.g. (Azadi *et al.*, 2007; Vrana *et al.*, 2012) in an attempt to satisfy most parties by integrating all possible knowledge, or the models are constructed to evaluate the sensitivity to one or more variables with the help of several experts who generally share the same goals and similar points of view, modulated by their personal experiences (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008). This paper addresses the latter use of fuzzy logic. Differences in points of views and perspective are known to exist in homogenous groups of experts (Weisberg *et al.*, 2008; Mocq *et al.*, 2013). But could a

group be considered homogenous when experts have different backgrounds and experiences? Could the effects of these differences significantly influence model outcomes?

The influence of some biases and their consequences in fuzzy expert-based models was addressed in the present study. We built three fuzzy logic models to evaluate the Weighted Usable Area (WUA) of habitat for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Romaine River (Québec, Canada). The following life stages were investigated: young-of-the-year (YOY), parr and spawning adults. These models were built from the knowledge of several experts with different backgrounds, positions and nationalities. So, we evaluated the influence of three possible biases in multiple-experts fuzzy logic models: the geographic area of experience (reflected by which side of the Atlantic Ocean the experts reside), the difference between practical and theoretical learning (reflected by the source of the experts' knowledge, i.e. mostly from scientific literature, mostly from field experience, or some combination) and the nature of their employment (private or public sector). We tried to highlight if a shared experience influences experts in the same way, if these influences can be strong enough to significantly affect the results of an expert-based model and, if it should be the case, underline the necessary caution when building a model with multiple experts who present potential personal biases.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Fuzzy logic, fuzzy sets and rules

The fuzzy logic includes three components:

- Fuzzy sets: each input and output variables involved in the model is divided into a number of categories describing the domain or range of possible values of the variable, the “Universe of Discourse”, associated with a membership function. In the classical set theory, categories are contiguous with a precise number as border and a value must belong to only one category at a time. The fuzzy logic is characterized by the concept of membership functions $UA(x)$, which associate each point of a set $X=\{x\}$ with a certain degree of membership, a real number from 0 to 1, to a category on interval (Cao, 1995). So, two categories can overlap and a value can belong simultaneously to two categories with a certain degree membership in each.
- Fuzzy rules: The fuzzy logic does not work directly with the real (so-called ‘crisp’) values of the variable, but rather with the categories of the variables, by combining them to generate a consequence. The variables are linked by cause and premise/consequence bound, through the use of If-Then rules. Although several operators exist, the simplest rules are formulated with the

operator AND. For k different habitat variables the i th rule would be defined, with $A_{i,k}$ premises and B_i as the consequence (i.e. the HSI fuzzy value): If $A_{i,1}$ AND $A_{i,2}$ AND... AND $A_{i,k}$ THEN B_i

- Fuzzy inference system, which is used to process the sets of consequences to reach a conclusion (Mamdani, 1977): one or more rules are activated according to the input values, the inference system is the method to provide the fuzzy consequences from the rules, to aggregate these fuzzy consequences and to extract a usable conclusion.

The transition from the real domain to the fuzzy space is called “Fuzzification” and consists in defining the values describing the different categories. To model salmon habitat, we chose three input variables (water depth, water velocity and river substrate mean diameter), known as three of the most important parameters defining salmon distribution and abundance (Heggenes, 1990; Bardonnnet *et al.*, 2000; Armstrong *et al.*, 2003) and one output variable, the Habitat Suitability Index (HSI). HSI values range between 0 (unsuitable habitat) and 1 (ideal habitat) and should not be confused with membership functions. Then, each variable was split into three categories (e.g. low, medium and high velocity). Usually, combinations of linear functions are easier to implement and more frequently used (rather than Gaussian functions) as membership functions in fuzzy logic applications (Kampichler *et al.*, 2000; Mouton *et al.*, 2008; Fukuda, 2009). Trapezoidal or triangular membership functions were defined for each fuzzy set representing the categories described in Table 1. These piecewise linear functions are described by four boundary values a_1 , a_2 , a_3 and a_4 : the degree of membership increases between a_1 and a_2 , flattens between a_2 and a_3 with a degree of 1 (i.e. values between a_2 and a_3 fully belong to the category) for trapezoidal functions, then decreases between a_3 and a_4 . Triangular functions is a particular function where $a_2 = a_3$. Two consecutive categories of a variable can overlap.

2.2.2 Expert knowledge data collection

For this work, twenty-seven experts were included: academics (14) environmental consultants (6), governmental scientists (4) and experienced field technicians (3), from Europe (9; United Kingdom=2, France=3, Norway=4) and Canada (18; Québec=13, New-Brunswick=5). Twenty-two experts were surveyed alone or in small groups; collection of data from 5 experts was done by mail surveys. Finally, three experts who participated at Ahmadi-Nedushan *et al.* (2008) were unavailable for this work, their sets were reused for parr rearing and spawning habitat assessment because of the same expert knowledge collection method. Each expert had to define the fuzzy sets and rules alone, to avoid a rapprochement of the marginal opinions toward that of the majority (Knol *et al.*, 2010).

Experts had to define fuzzy sets and fuzzy rules for one or more salmon life-stages. For this purpose, each expert had to complete a individual worksheet and this document was kept confidential to prevent opinion convergence. For the considered life-stage and the considered physical variable, and according to their knowledge, the expert had to choose between the triangular and the trapezoidal membership functions for every category of the variable, and then determine the value of the function boundaries (see above).

Subsequently, experts had to determine the consequences of the 27 fuzzy rules, i.e. to determine the suitability of habitat (Low, Medium or High HSI) for every possible combination of categories of the physical variables (depth, velocity and substrate size). One model per expert was built, for young-of-the-year rearing habitat, parr rearing habitat and adult spawning habitat.

Finally, experts had to answer three questions, to study the influence of their personal experiences: the side of the Atlantic Ocean where they worked (North America or Europe), the identity of their employer (public or private) and finally, the origin of their knowledge about Atlantic salmon (primarily field work experience to primarily the scientific literature or from some balanced combination of the two).

2.2.3 Data processing, inference and defuzzification

Fuzzy sets and fuzzy rules defined by experts were integrated and treated with a fuzzy logic toolbox embedded in Matlab (MathWorks, 2006). The Mamdani inference method was used (Shepard, 2005) which involves taking the minimum degree of membership reached by the categories of the variables involved in the rule during the implication phase (i.e. the determination of a rule conclusion). This minimum degree put an upper limit to the conclusion function (HSI). Then, the fuzzy sets obtained for each rule are aggregated by taking the maximum of the membership functions of the resulting HSI (Mamdani, 1977)

At this stage, the conclusion is represented as a fuzzy set but it can be further transformed into a final Boolean (“crisp”) number, to be used in subsequent weighted usable area calculations by the process of defuzzification. Among the existing methods, we selected the most commonly used approach, the Center of Gravity method, which selects the HSI value associated with the centre of gravity of the resulting fuzzy set output (Jorde *et al.*, 2001).

2.2.4 A case study: Atlantic salmon habitat model on the Romaine River

Hydraulic simulations from the Romaine River were available for a range of discharges to test the fuzzy model and produce WUA curves.

The Romaine River (Fig. 1-4), located in eastern Québec (Canada), flows south for 496km and empties into the St. Lawrence River. It drains a catchment of 14 350 km² and has a mean annual flow of 340 m³ /s. Atlantic salmon habitat is limited due to an impassable waterfall called Grande Chute located 52 km above the confluence with the St. Lawrence River (Belles-Isles *et al.*, 2004). An environmental consulting firm (Genivar) conducted habitat surveys for spawning and juvenile rearing habitat between 2001 and 2004 in the lower reaches of the river (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008); physical variables (velocity, depth, and substrate) quantifying spawning and juvenile rearing habitat were measured in four reaches.

HEC-RAS (U.S. Army Corps of Engineers, 2002) was used for simulating depths and velocities as a function of discharge, for three river reaches for spawning habitat and in four reaches for parr and young-of-the-year rearing habitats, with flows varying between 50 and 1200 m³/s with increments of 50 m³/s (i.e. 24 simulations). HEC-RAS provides steady-state one-dimensional simulations for gradually varied flows (Annear *et al.*, 2004) using energy loss computations. The division of transects in cells and distribution of the flow along the subsections using simple linear weighting techniques (i.e. as a function of cell areas), respecting the conservation of energy, gave a quasi 2D approximation. The model was calibrated and validated with field measurements of velocities and depths (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008; Hydro-Québec, 2005). Eight categories of substrate (i.e. silt, sand, small gravel, coarse gravel, cobble, rock, boulder and bedrock) were used to evaluate the mean substrate diameter, determined by visual assessment of the percentage of coverage of the four main grain sizes.

Fuzzy HSIs were calculated and defuzzified for each life stage, for each flow increment and for each expert. Then, the defuzzified HSIs were used as weight for each grid and, for each expert and each flow increment, WUA (Weighted Usable Area) was summed at the reach scale. A mean WUA value can be known by calculating the mean of the WUA's for the 1200 discharge values (incremented by 1 m³/s).

2.2.5 Testing for the influence of expert experience

Geography, employment and information sources were hypothesized to influence this knowledge-based model. To evaluate these influences, experts were grouped into sub-categories based on the side of the Atlantic Ocean where the expert works (North America or Europe), the source of their knowledge (fieldwork or literature or some combination) and whether they were employed in the public (governmental offices, universities) or private (consultant) sector.

For each subgroup, a standardized median WUA curve as a function of flow was constructed by interpolating between individual WUA values for each flow increment using a cubic spline, permitting to know WUA for any discharge value. The confidence interval around this curve was subsequently calculated using a bootstrap resampling approach (Ayllón *et al.*, 2012; Mocq *et al.*, 2013).

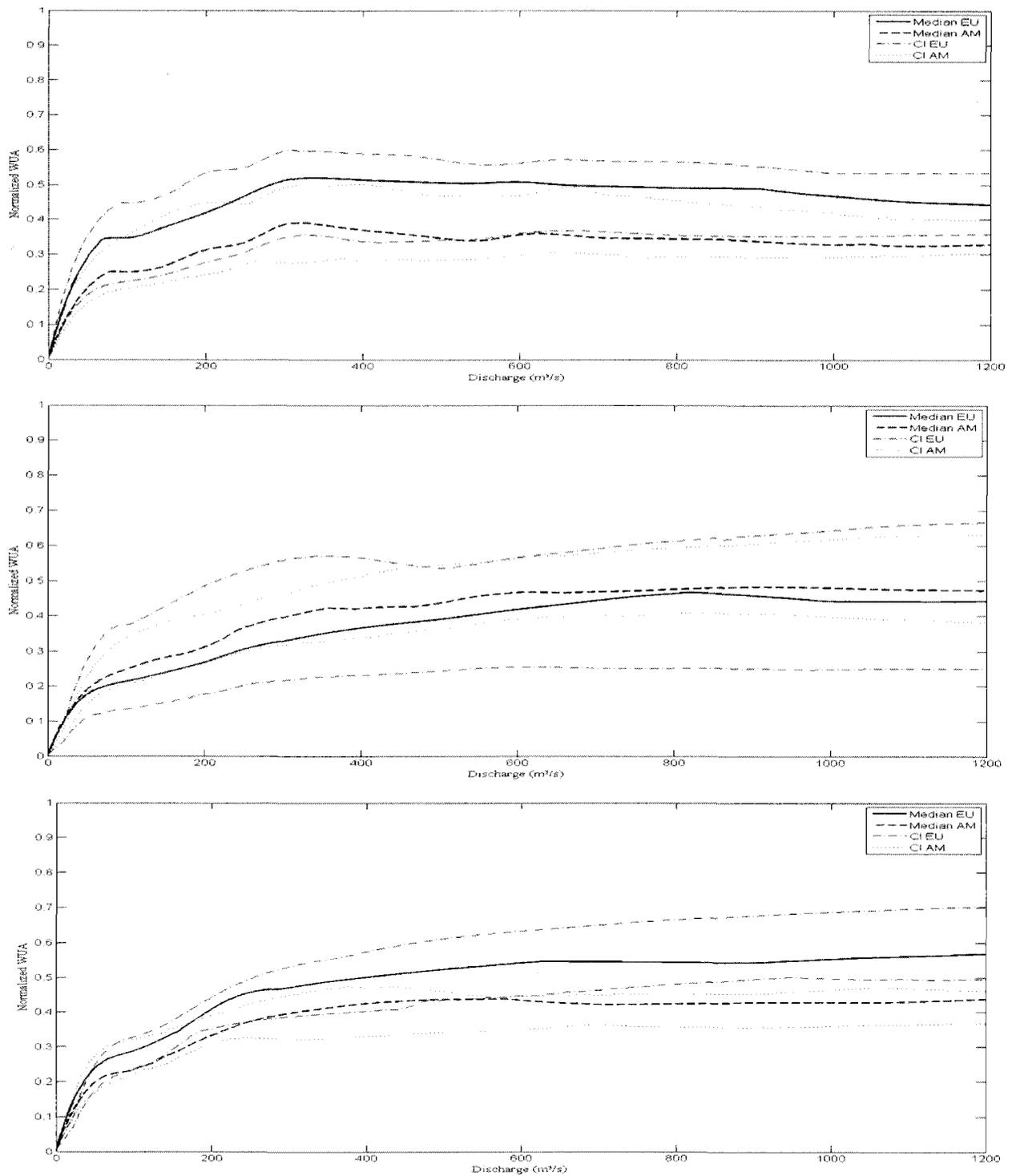


Figure 2-1: Splines of normalized median WUA curves and confidence intervals (CI) obtained by bootstrap, in the Romaine River (Canada) for describing habitat use by different life-stages of Atlantic salmon, young-of-the-year (a), parr (b) and spawning adults (c), testing the influence of experts' geographic area of experience (North America AM or Europe EU).

In the bootstrap method, a random sample (same size as the initial sample) is created by random draw with replacement, from which a median value is calculated. The process is repeated 20,000 times. Values are sorted and the 2.5th and the 97.5th percentiles (500th and 19500th values, respectively) are calculated. If the confidence intervals around the median curves of subgroups overlap, then there is no statistically significant difference in their median curves. Conversely, if the confidence intervals around the median curves of two subgroups show no overlap, it is understood that the subgroups have different perceptions of suitable habitat for a given life stage.

Comparing rules consensus, rule by rule, among subgroups related to the rules' frequency of application could help to detect different perceptions of suitable habitat, potentially biased by personal experiences. If a significant influence as explain above was observed, the consensus (i.e. the most frequently selected HSI category as consequence for one rule) of each subgroup were compared to highlight the discussed rules. The frequencies of application of all 27 rules were calculated by summing all frequencies of use for every expert during the simulations and dividing by the total number of rule applications.

2.3 Results

2.3.1 Influence of geographic area.

Experts were split into two groups, according to the broad study area where they mostly work: 18 experts belong to the North American group and nine to the European group.

Regardless of the geographic group, or the salmon life-stage being investigated, the curves of median WUA followed a similar shape (Fig.2-1): a sharp increase then stay flat or decreased after reaching a plateau. The YOY curves from North-American experts (mean median value $\mu_{WUA}=0.33 \pm 0.056$, max=0.39 at Q=321 m³/s) were slightly lower than those from the European experts ($\mu_{WUA}=0.46 \pm 0.078$, max=0.52 at Q=339 m³/s). The North American confidence interval (mean difference between upper and lower CI limits = 0.16) was narrower than that derived for European experts (mean difference = 0.21) but the two CI's overlapped over the entire discharge range (Fig 2-1a).

The pattern was the same for the parr rearing habitat model (Fig. 2-1b), even if in this case, the curve from North-American experts ($\mu_{WUA}=0.41 \pm 0.096$, max=0.48 at Q=913 m³/s) was higher than the curve derived from the European experts ($\mu_{WUA}=0.38 \pm 0.096$, max=0.46 at Q=800 m³/s). Both confidence intervals overlapped until the maximum possible discharge of 1200 m³/s; the large CI associated with the

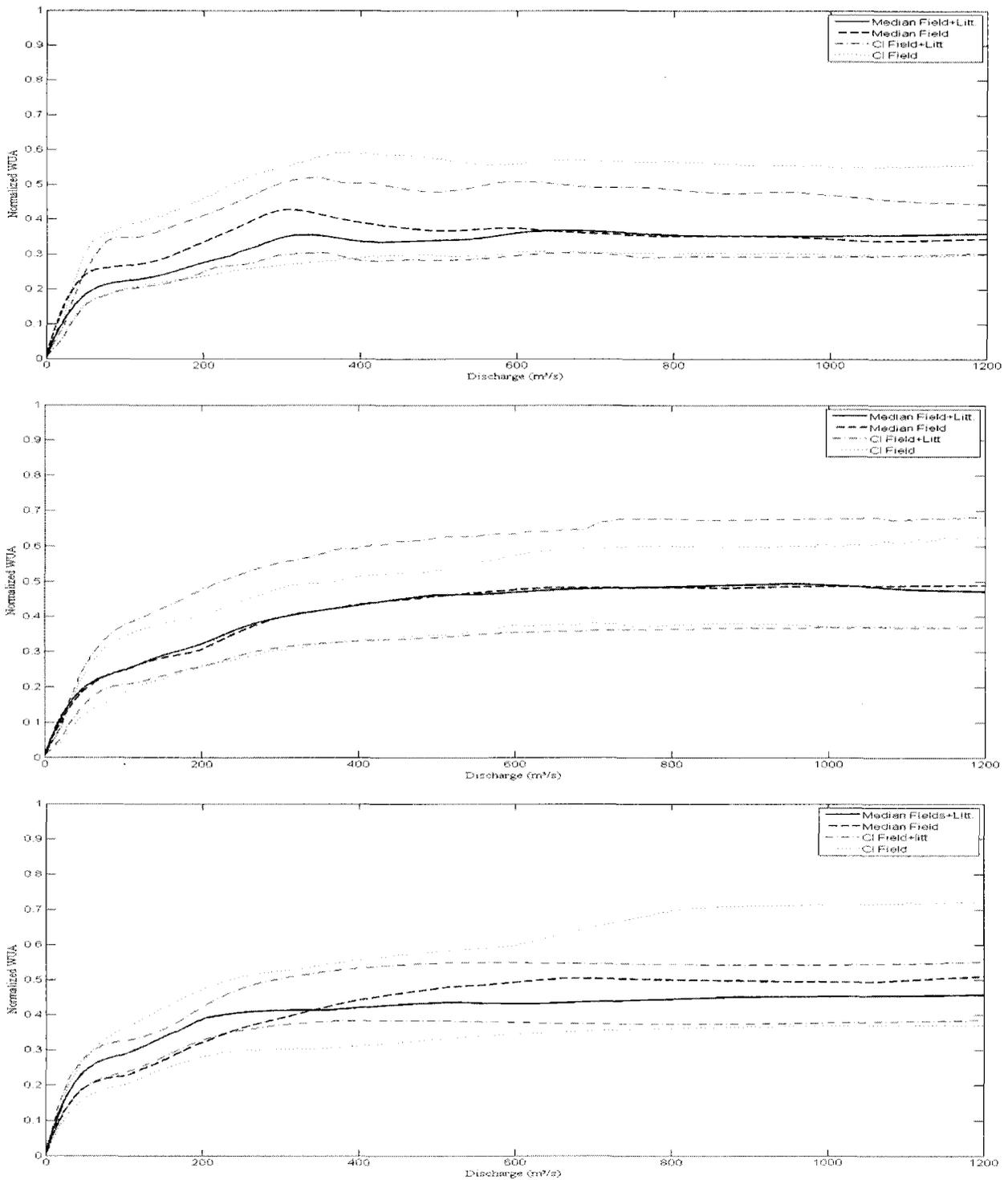


Figure 2-2: Splines of normalized median WUA curves and confidence intervals (CI) obtained by bootstrap, in the Romaine River (Canada) for describing habitat use by different life-stages of Atlantic salmon, young-of-the-year (a), parr (b) and spawning adults (c), testing the influence of experts' source of knowledge (Fieldwork only / Fieldwork+ Literature)

European WUA curve (mean difference = 0.33) included almost all of the CI associated with the North-American curve (mean difference = 0.18).

The spawning habitat model was the only case that showed a significant difference between the two CIs (Fig. 2-1c). The European experts' curve ($\mu_{WUA}=0.49 \pm 0.11$, $\max=0.55$ at $Q=625 \text{ m}^3/\text{s}$) was clearly higher than that derived from North-American experts ($\mu_{WUA}=0.39 \pm 0.081$, $\max=0.44$ at $Q=565 \text{ m}^3/\text{s}$). The respective confidence intervals (mean difference = 0.16 and 0.1, respectively) overlapped until a discharge of $567 \text{ m}^3/\text{s}$, deviating thereafter, indicating a significant influence of the geographic area of knowledge.

Most rule consequences were similar for both geographic groups, but there were differences for a minority (8) of rules wherein European experts tended to choose higher categories of HSI than the North American experts (Table 2-1). Among the eight rules, five rules included "Large" as the substrate category for adult spawning habitat.

2.3.2 Influence of source of knowledge

This time, 11 experts declared to get their salmon knowledge mostly from fieldwork and 14 experts declared to have acquired their knowledge almost equally from field work and the scientific literature. "Literature only" was the knowledge origin for two experts, but this group was too small to calculate confidence intervals and was excluded from the analysis.

For the YOY model, the median WUA curves moved away from each other with increasing flow (mean of the "Fieldwork" curve median values $\mu_{WUA}=0.35 \pm 0.056$, $\max=0.43$ at $Q=311 \text{ m}^3/\text{s}$; mean of the "Fieldwork+ Literature" curve median values $\mu_{WUA}=0.32 \pm 0.062$, $\max=0.37$ at $Q=661 \text{ m}^3/\text{s}$), but were closer near the end of the flow range considered by the model. The "Fieldwork+ Literature" confidence interval was narrower than that for the "Fieldwork" alone (mean difference between upper and lower CI = 0.18 and 0.25, respectively), and their confidence intervals were never fully separated (Fig. 2-2a): a significant influence of the source of knowledge cannot be shown here.

For the parr habitat model, the two WUA curves were similar to each other ("Fieldwork" curve median mean $\mu_{WUA}=0.42 \pm 0.1$, $\max=0.49$ at $Q=1200 \text{ m}^3/\text{s}$; "Fieldwork+ Literature" median curve mean $\mu_{WUA}=0.42 \pm 0.097$, $\max=0.49$ at $Q=800 \text{ m}^3/\text{s}$). The "Fieldwork" CI (mean difference = 0.2) was almost entirely enclosed in the larger "Fieldwork + Literature" CI (mean difference = 0.27) for the whole range of discharges (Fig. 2-2b). Again, no significant influence is visible.

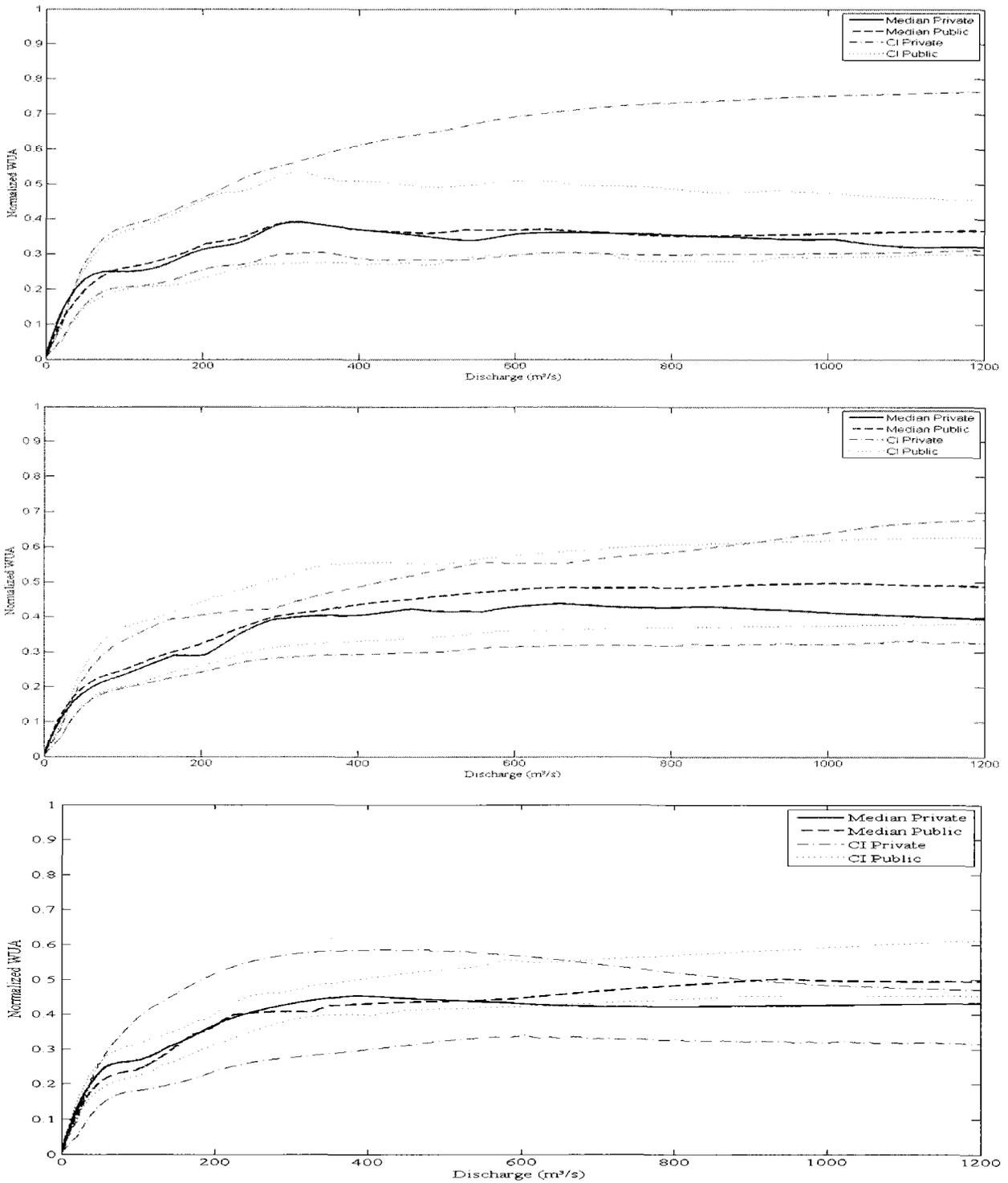


Figure 2-3 : Splines of normalized median WUA curves and confidence intervals (CI) obtained by bootstrap, in the Romaine River (Canada) for describing habitat use by different life-stages of Atlantic salmon, young-of-the-year (a), parr (b) and spawning adults (c), testing the influence of experts' institutional position (Private / Public position)

The median curves associated with the two categories of knowledge origin were less similar for the adult spawning habitat model than for the two other life-stages, The “Fieldwork” curve median mean $\mu_{WUA}=0.43 \pm 0.11$ (max=0.51 at Q=1200 m³/s) whereas the “Fieldwork+ Literature” curve median mean $\mu_{WUA}=0.41 \pm 0.07$ (max=0.44 at Q=800 m³/s). The narrower “Field+ literature” CI (mean difference = 0.15) was completely included in the “Field” CI (mean difference = 0.27) (Fig. 2-2c) thereby indicating an influence of the source of knowledge did not show influences in the spawning habitat model.

2.3.3 Influence of public or private sector employment.

Among the 30 experts, 10 worked for the private sector (environmental consultants) and 20 had public sector positions (university, government).

For the YOY rearing habitat model (Fig. 2-3a), the median curves were similar to each other ($\mu_{WUA}(\text{private})= 0.33 \pm 0.05$, max=0.39 at Q=321 m³/s ; $\mu_{WUA}(\text{public})= 0.34 \pm 0.06$, max=0.40 at Q=322 m³/s). The CI's were never fully separated, because of the nearly identical median values and the large size of the private curve CI (mean difference between upper and lower CI limits for public and private curves = 0.35 and 0.20, respectively), likely a reflection of the small number (5) of private experts for this model.

The median curves from the parr model were less similar than the YOY model with, the “public sector” curve ($\mu_{WUA}=0.424 \pm 0.01$, max=0.5 at Q=1004 m³/s) showing consistently higher WUA values than the “private sector” curve ($\mu_{WUA}=0.377 \pm 0.08$, max=0.44 at Q=659 m³/s) for the entire discharge range. The confidence intervals were a similar size and shape (Fig. 4b, mean differences between upper and lower CI limits for “public” and “private” curves were 0.21 and 0.23, respectively). No significant influence appeared in this model.

The spawning habitat median curves were nearly superimposed several times and diverged slightly once discharge was >530 m³/s. The mean of the “public sector” median curve ($\mu_{WUA}=0.423 \pm 0.01$, max=0.5 at Q=942 m³/s) was higher than the “private” one ($\mu_{WUA}=0.4 \pm 0.07$, max=0.45 at Q=386 m³/s). The confidence intervals were narrow (respective mean difference between upper and lower CI limits for “public” and “private” curves: 0.12 and 0.21) and never disjointed (Fig. 2-3c).

2.4 Discussion

The number of experts involved in our project made it possible to study the influence of three possible biases (i.e. the geographic area of expertise, the source of knowledge in terms of practical versus theoretical learning, and private versus public sector employment) in a fuzzy logic-based model applied to

describe the habitat use by three life-stages of the Atlantic salmon. Our initial hypothesis was that the work environment and personal experience(s) would influence the expert's way of thinking and addressing the research problem (salmon habitat use), because of the differences in culture and/or perspectives related to research and management (e.g. between the private and public sectors).

Tableau 2-1: Discussed rule consensus between North American and European experts for the spawning adult Atlantic salmon fuzzy model.

Rules	Substrate	Velocity	Depth	North-American Experts	European Experts
12	M	L	H	L	M
13	M	M	L	M	M/L
15	M	M	H	M	H
20	H	L	M	L	M/L
24	H	M	H	L	M
25	H	H	L	L	L/M
26	H	H	M	L	M
27	H	H	H	L	M

L= "Low HSI" category; M="Medium HSI" category; H="High HSI" category

The other 19 possible rules had the same consequence for both North-American and European experts.

No significant effects were observed for two of the three potential types of bias investigated for either of the three salmon life-stages (i.e the source of knowledge and the sector employment). When the experts were divided into subgroups according to the potential biases, median curves of subgroups were not significantly different (i.e. confidence intervals overlapped). The initial hypothesis was that the work environment can influence the expert's way of thinking, because of the differences of objectives and functioning e.g. between the private sector and public institutions. The work of Ahmadi-Nedushan *et al.*(2008), on which our project was based, built fuzzy models with the help of four environmental consultants, one expert from the Minister of Natural Resources and one from a publicly owned hydro-electric company. Their six curves were practically superimposed, which led to the conclusion that there was no effect of employment position on the expert's opinion. Our study seems to validate this finding: despite the addition of expertise from four additional consultants and a much larger sample size of experts (6 versus 27 in the present study), the confidence interval of the private experts never diverged significantly from the public experts' curves. The source of knowledge was another tested influence which could introduce bias in expert-based modeling but our results showed a large overlap between the confidence intervals. The median curves for the three salmon life-stages were very close, sometimes completely overlapping and the confidence intervals embedded in each other. However, for the two subgroups (fieldwork versus theoretical knowledge), all experts had some degree of field experience, which may be a confounding factor and explain the similar results. It would be interesting to compare the knowledge acquired only by fieldwork with that acquired solely from the literature. Unfortunately, we

were unable to find experts for in this study whose knowledge of salmon habitat preferences was strictly literature-based. Indeed, it can be argued that the majority of salmon experts gained their expertise from some combination of theoretical and field knowledge.

If no significant influences were observed for YOY and parr rearing habitat models between experts from North-America and experts from Europe, the confidence intervals diverge significantly according to the expert's geographic area of experience, for discharges values higher than 567 m³/s. This flow value exceeds mean monthly discharges at the Romaine River's mouth for May and June and has a daily exceedance probability equals to 15% (Hydro-Québec, 2005). Our results highlight an influence of the expert origin, which could have an impact in policies and scientific report. Some hypotheses could explain this influence in our study. First, it could reflect the knowledge about salmon local needs. Indeed, Atlantic salmon shows different depth preferences to build their redds between Scottish, Norwegian and Canadian rivers (Armstrong *et al.*, 2003). This is an example of a local adaptation of the fish, and this local particularity could modify the expert's perception and, in our experiment, may influence the boundary values of the membership functions in the fuzzy sets or fuzzy rules. In addition, the major divergences in expertise were, for the most part, associated with rules concerning coarse substrate (i.e. substrate size related with high discharge). North-American experts thought the conditions provide a poor habitat quality while the Europeans agreed to choose a better quality (Tab. 2-1), explaining the divergence between the two groups for the high discharges. Another explanation could be related with the cultural difference of appraisal of river size, paired with a possible divergent semantic conception.

The experts have different personal appraisal related to their own local experience to evaluate a river size. In addition, according to their location, the salmon rivers taken in consideration by the experts differ in size and discharge: the Canadian rivers sheltering Atlantic salmon are generally bigger than the European rivers (Tab.2-2) and this difference could have modified the expert's picturing of the river when s/he mentally referred to a river. In fact, the word "river" could cover streams with different sizes and discharges, and highlight the fact to be cautious about the words used during interviews or working documents, which could require a strict definition to avoid an unwanted bias (Knol *et al.*, 2010). In the model framework for a specific site, it could be wise to use only 'neighboring' scientific experts (e.g. use only Canadian expertise for Canadian rivers), especially in environmental modeling where local adaptations of the considered organisms can exist. The selection of expert, despite its hardness and time consumption, has to be done wisely, using some criteria about knowledge or experience (like years of service, activity, knowledge reputation, good match between experience and developing models...) or done by one expert choosing other experts to create working groups (Krueger *et al.*, 2012; Page *et al.*, 2012).

Tableau 2-2: Comparative discharges of largest salmon rivers from France, United-Kingdom and the Canadian provinces of Québec and New Brunswick.

Country	River	Drainage basin (km ²)	Annual Mean Discharge (m ³ /s)
France ¹	Loire (Nantes)	114 920	880
	Orne (May s/ Orne)	2 506	24.5
	Sée (Ducey)	314	6.28
	Scorff (Plouay)	300	5
	Nivelle (St-Pée s/ Nivelle)	138	4.95
United-Kingdom ²	Tay (Ballathie)	4 587	170
	Severn (Haw Bridge)	9 895	106.5
	Wye (Red Brook)	4 010	73
	Eden (SheepMount)	2 286	53.2
	Avon (Knapp Mill)	1 706	20
Québec ³	À la Baleine	29 800	507.6
	George	24 200	481.7
	Moisie	19 000	412.5
	Bell	22 200	389
	Natashquan	15 600	338.5
	Romaine	13 000	293.2
New-Brunswick ³	Saint John	14 700	272
	Southwest Miramichi	5 050	116
	Restigouche	3 160	66.1
	Upsalquitch	2 270	40.6
	Little Southwest Miramichi	1 340	32.2

¹ EauFrance- Banque HYDRO, measured ; ² National River Flow Archive - CEH, measured;

³ Benyahya *et al.* (2009), statistical analysis

Some of the calculated confidence intervals curves are particularly wide, related to extremely divergent experts' WUA curves, but the number of involved experts in each subgroup, reaching 21 for some groups, helps to improve the reliability of results (Knol *et al.*, 2010). It highlights the possible biases in models developed with few experts (e.g. Pearce *et al.*, 2001; Seoane *et al.*, 2005), which is usual in fuzzy logic applications where experts are sometimes the authors helped by scientific literature (Kampichler *et al.*, 2000; Cheung *et al.*, 2005; Adriaenssens *et al.*, 2006). Expert description is generally missing, and little information is brought about their position, their experience or their knowledge origin (Daunicht *et al.*, 1996; Droesen, 1996; Bock *et al.*, 1998). Sometimes, the information about the number of expert and their position in government institution, consultant office or universities are given (Weisberg *et al.*, 2008; Acosta *et al.*, 2010; Page *et al.*, 2012; Vrana *et al.*, 2012), but the experts' geographic area of expertise is barely provided (Cornelissen *et al.*, 2003; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2008).

As explain above, an influence is considered significant in our work when the subgroups' confidence intervals do not overlap. Based on this criterion, we can conclude that the influences of the three tested

biases are not systematically significant for the studied salmon life stages. Refining precision in fuzzy system by modeling the uncertainties associated with expert opinion can be done with an alternative elicitation method (Meyer *et al.*, 2002; Cornelissen *et al.*, 2003; Azadi *et al.*, 2007; Page *et al.*, 2012), or with intervals type-2 fuzzy sets used for example by Acosta *et al.* (2010), who model and propagate uncertainties of expert opinion from all the value ranges given by the involved experts for one category, instead of the traditional type-1 fuzzy sets used in this work. In addition, it should be reminded that fuzzy logic is inherently able to manage uncertainty of ecological variables (Zadeh, 1965) and allows for holistic approaches that include expertises from different background and experiences. But the drawback of this inclusive approach may be that unwanted biases are included and the model robustness may be weakened.

Despite its weaknesses like potential biases and uncertainties, the expert knowledge is still a valuable tool in environmental management, and scientific literature still investigates in new approaches to make the use of this knowledge more reliable and precise. In this work, we show that, in the case of fuzzy logic modeling, in a relatively homogeneous group of scientific experts working on a similar domain, expert opinions could be influenced significantly by personal experiences and backgrounds, such as the geographic area of expertise. According to our results, we could recommend, in environmental models reserved for small-scale use, to prefer local experts, chosen with discernment on the base of objective criteria.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge every expert who agreed to participate in this study: Alfredsen K., Belles-Isles M., Belzile L., Bergeron N., Bérubé M., Boivin A., Breau C., Buoro M., Caron F., Clément M., Cuerrier D., Cunjak R., Dauphin G., Dumont R., Gauthier C., Guérard N., Heggenes J., Johnston P., Lapointe A., Lesvesque F., Linnansaari T., Milner N., Moore D., Murdock M., Noak M., Prevost E., Riley B., Rodriguez M., Sabourin F., Saltveit S.J. and their respective organizations. We thank Genivar Consulting for hydraulic model outputs. This work was supported in part by NSERC, Hydro-Québec and the Institut National de la Recherche Scientifique (INRS). Additionally, we thank C. Gignac for his help in GIS.

3 COMMUNICATION COURTE: COMPARAISON ENTRE MESURES FOCALES ET MESURES AGREGÉES SPATIALEMENT DES VARIABLES DE L'HABITAT DU TACON DE SAUMON ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*) ET L'IMPACT DE LEUR UTILISATION DANS UN MODÈLE FLOU À EXPERTS MULTIPLES.

Le titre original de cette publication était : « Short Communication: On the comparison of focal vs spatially aggregated habitat variable measurements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and the impact of their use in a multiple-expert fuzzy model. »

J. MOCQ^{a, b, †}, A. ST-HILAIRE^{a, b} and R.A. CUNJAK^b

^a INRS-ETE, Université du Québec, 490 rue de la Couronne, Québec, QC, G1K9A9, Canada.

^b Canadian River Institute, Department of Biology, University of New-Brunswick, P.O. Box 4400, Fredericton, NB, Canada, E3B5A3

Pour soumission à Ecological Modelling.

La première version de cet article sera soumise à « Ecological Modelling ». Les contributions respectives des coauteurs sont les mêmes que pour le premier article.

Résumé

Les modèles de préférence d'habitat, de plus en plus utilisés dans la gestion des cours d'eau, requièrent une validation avant d'être mis à la disposition des gestionnaires, en confrontant les prédictions des modèles aux mesures de terrain. Cependant, selon l'engin de pêche utilisé, les surfaces de capture diffèrent, et l'emplacement exact du poisson est inconnu avec certaines de ces méthodes, pouvant alors influencer la précision de la validation. Nous avons étudié l'influence de cinq distances de mesures croissantes dans le cadre d'un modèle flou à experts multiples de l'habitat de tacon du saumon atlantique (*Salmo salar*), pour déterminer la distance optimale où les IQH calculés sont les plus hauts et la variabilité, la plus basse. La distance de 50 cm semble être la plus optimale. Ce résultat est en faveur d'une échelle intermédiaire d'étude, entre micro et mésohabitat.

Abstract

Fish habitat preference models, increasingly used in river management, require a validation before they are made available to managers, by confronting the model prediction against field measurements. However, according to the fishing gears, the areas of capture for fish differ, and the exact location of the fish remains unknown for some fishing methods, which could influence the accuracy of the validation. We study the influence of five increasing distances of measure from Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in a multiple-experts fuzzy model, to determine the optimal distance where calculated HSI values were the highest and the variability was the lowest. Among the radii tested for a circular area centered on the fish position, the 50 cm-distance seemed to be the optimal distance. This result is in favor of an intermediate study scale, between micro- and mesohabitat.

Keywords: Fuzzy logic, Atlantic salmon, habitat model, spatial scale, optimal distance of measures.

3.1 Introduction

Before being available for managers, habitat models have to be validated, i.e. they have to be tested on data not used for their development and calibration. During the validation process, they have to reach the required performance standards in their expected domain of use (Rykiel, 1996). In the specific case of habitat models, one validation process consists in confronting the modeled predictions of presence/absence estimated from habitat variables and suitability indices against field observations of presence or absence of fish (Fukuda *et al.*, 2008; Mouton *et al.*, 2008; Mocq *et al.*, 2013). However, according to the fishing gears used to sample fish, in situ measurements of habitat variables associated

with fish presence can be done at different scales (Heggenes *et al.*, 1990; Wildman *et al.*, 2003). For example, sampling techniques such as direct viewing by snorkelling (Flebbe *et al.*, 1995) or localization by Pit-Tag can provide the exact location of the fish and allow making the associated habitat variable measurements at the precise location of the fish. Alternatively, seining or electrofishing (Snyder, 1992) do not allow this precision and the subsequent measurements of environmental conditions are done in a larger area of capture. When the measures are used as input data in habitat models, the scale at which measurements are taken can affect the model robustness or the validation efficiency.

In addition, certain species of fish, such as Atlantic salmon parr, are territorial: they present agonistic behaviors to defend a territory against their congeners, in order to keep the best possible place to eat, shelter and grow (Gerking, 1953; Heland *et al.*, 1994). The size of this territory varies according to several factors such as the fish size, age, habitat heterogeneity, food availability (Kallebergh, 1958; Keeley *et al.*, 1995; Grant *et al.*, 1998). In consequence, considering these behaviors, we tested the hypothesis that focal measurements (i.e. at the exact location of the fish) may not be the best representation of habitat variables that determine (in part) fish presence. Furthermore, we attempted to define an optimal or maximum distance from the fish location beyond which the measurements cease to describe correctly the habitat. These hypotheses were tested for Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in three Eastern Canadian rivers.

3.2 Material and method

3.2.1 Fuzzy model

To build the fuzzy logic Atlantic salmon parr rearing habitat model (Mocq *et al.*, 2013), three of the most important variables defining salmon distribution and abundance, i.e. depth, velocity and mean substrate diameter (Heggenes, 1990; Bardonnnet *et al.*, 2000; Armstrong *et al.*, 2003) were chosen as input variables, and Habitat Suitability Index (HSI) as output variable. Each variable domain was split into three categories defined by combinations of linear membership functions, which constitute the fuzzy sets. Then HSI consequences of each possible combination of every category of the three variables were determined with “If...Then...” fuzzy rules, i.e. 27 possible rules. A comprehensive presentation of the fuzzy method and model building is provided by Mocq *et al.* (2013).

Twenty-nine experts, from East Canada and Europe (France, United-Kingdom and Norway) defined individual fuzzy sets and fuzzy rules, which were integrated and treated with the fuzzy logic toolbox of the Matlab software (MathWorks, 2006). The Mamdani inference method was used (Mamdani, 1977; Shepard, 2005) and the defuzzification (i.e. the transformation from the final fuzzy sets to a crisp

number) was done by the commonly used method of centre of gravity (Jorde *et al.*, 2001), providing a HSI value between 0 (representing a unsuitable habitat) and 1 (representing the most suitable habitat) for each expert.

3.2.2 Sampling campaign

3.2.2.1 Study sites

The environmental measurements were taken in three Canadian Atlantic salmon rivers (Fig.3-1): the Sainte-Marguerite river (Québec), the Little Southwest Miramichi river and its tributary, Catamaran brook (New-Brunswick).

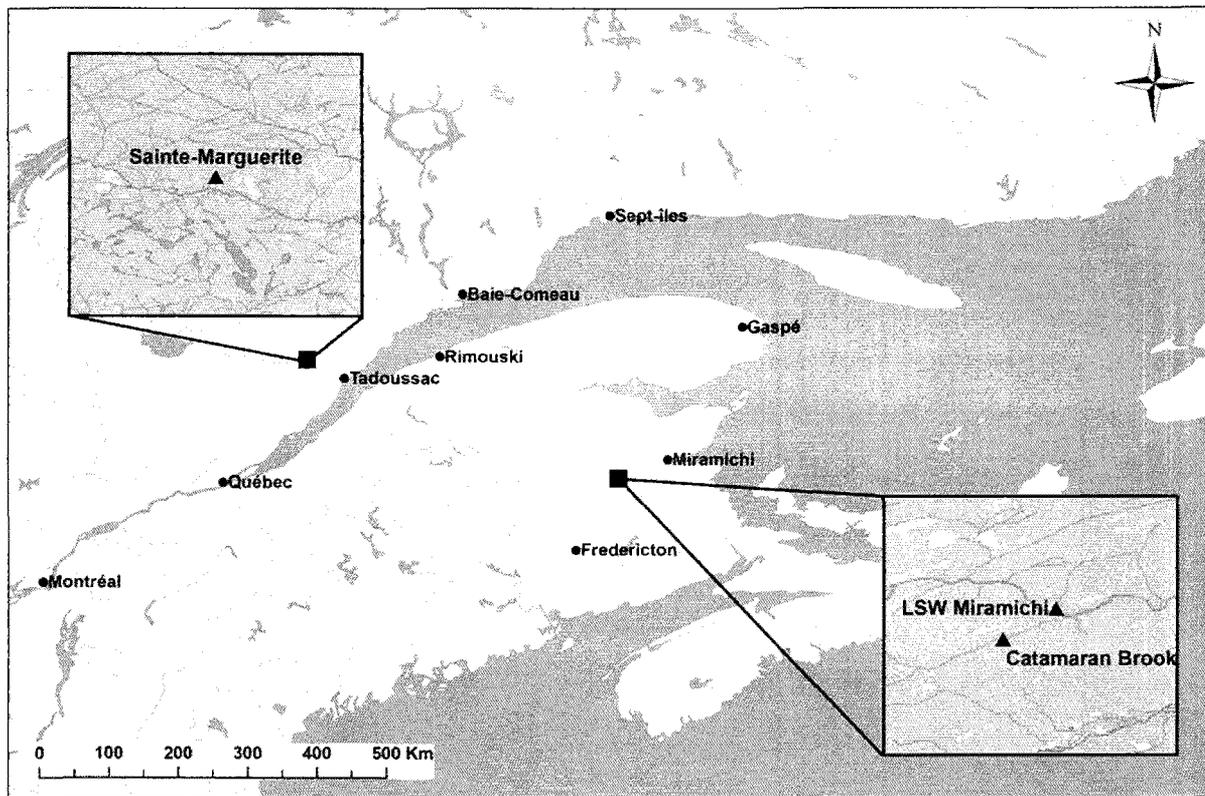


Figure 3-1 : localization map of the Sainte-Marguerite river (Québec), Little Southwest Miramichi river and its tributary, Catamaran brook (New-Brunswick)

Catamaran brook flows for 20.5 km for a drainage basin of 50 km² (Cunjak *et al.*, 1990) and presents a mean annual discharge of 0.6 m³ s⁻¹ (Benyahya *et al.*, 2009). It empties into the the Little Southwest Miramichi (Cunjak *et al.*, 1990; Johnston, 1997), which drains a 1340 km² basin with a mean annual discharge of 32.2 m³ s⁻¹ (Benyahya *et al.*, 2009). These streams are characterized by a weak human

presence (principally anglers and scientists) and the quasi absence of permanent buildings (Cunjak *et al.*, 1993). Finally, the Sainte-Marguerite river is a 100 km-long river (Guay *et al.*, 2000), with a watershed of 2100 km² and 30.93 m³ s⁻¹ as mean annual discharge (Benyahya *et al.*, 2009). This river is close to a road, and is used by anglers and scientists. All of these three rivers hold Atlantic salmon population and consequently, parr rearing habitat.

3.2.2.2 Sampling method

The sampling campaign took place in July 2012, on 4 sites in Catamaran brook and 2 sites in Little Southwest Miramichi. Two sites were sampled in the Sainte-Marguerite river, in June and September 2012. The considered reaches were sections of length 5 times larger than the width when the width was lower than 8m. In this case, a 6x25m subsection along from the banks was sampled.

The protocol was divided into three parts. First, the parr localization were assessed by swimming back up in zigzag, in snorkeling, arriving to the fish from behind to avoid alarm flight. At each recognition, we waited a minimum of one minute to ensure that the fish was not stressed by the observer. A painted stone was dropped onto the bottom as a position marker, heavy enough to inhibit flow-induced movement. Then, the environmental measurements were done on the whole reach, including in the vicinity of the spotted fish. The whole reach were assessed by measurements along transects, every 2 m, with 9 measurements by transect, each measure constituting a coordinated node of a grid, dividing the section into cells. Depth was measured with a ruler, and the velocity at 60% of the depth, with an electronic flowmeter Flo-Mate model 2000 (Marsh-McBirney, inc.). The substrate composition was assessed by evaluating the proportion of the different classes of grain size according to the modified Wentworth scale (Schoeneberger *et al.*, 2012). Finally, these measures were done at the precise position and in the vicinity of the located fish. The velocity and the depth were measured as described above, firstly at the exact localization of the fish, then at 10, 25 and 50 cm from it, for a total of 5 points around a circle for each radius length (3 upstream, 2 downstream). The substrate was assessed by evaluating the proportion of the different classes of grain size, at the exact position of the fish first, then in a square of 10, 25 and 50 cm on each side (i.e. area equal respectively 400 cm², 2500 cm² and 1 m²) always centered on the fish. A mean substrate size was calculated by weighting the mean size of the classes by the evaluated proportion. The coordinates of the nodes surrounding the fish were noted: the addition of these measures to the measures around the fish provides an additional scale, until 2.11 m from the fish, and representing an enlarged habitat.

3.2.3 Statistical analysis

First, the variability of the environmental measures of mean substrate size, velocity and depth according to the distance from the fish was tested with a Friedman's test, the non-parametric test corresponding with a repeated-measures ANOVA. The focal measures were not involved in these tests, because only one measure described the exact position of the fish.

For a considered distance, the measures of depth and velocity of this distance were combined with the measures taken in circles of lower radii distances, to calculate a mean that was used as data in the fuzzy model, to provide a mean HSI value among the 29 experts, by fish and by distance.

The distribution of these HSI values according to the distance from the fish was used to determine if a distance appears as optimal to calculate HSI in parr fuzzy model. A Friedman's test was used to evidence a significant difference amongst HSI value according to the distances. Our hypothesis was the consideration of the neighboring environmental conditions of the fish position should improve the model results by describing better the habitat, highlighted by an increase of the mean HSI and/or a decrease of the variability, until a limit where the HSI mean should decrease and/or the variability should increase again.

The distance presenting the highest HSI and/or the lowest variability was used to observe the distribution of the fish according to the physical variables, and then, according to the HSI of the habitat they occupied.

3.3 Results

In the three rivers, 93 fish were observed, and the environmental variables were measured at 2639 points.

The mean substrate size (Fig.3-2a) was only significantly different between distances of 50 cm, 10 cm (p -value = 0.048) and 25 (p -value = 0.036). The depth was only significantly different between distances of 100 cm (p -value=0.003) and the three other distances (Fig.3-2b). No significant difference was observed for the velocity (Fig.2c).

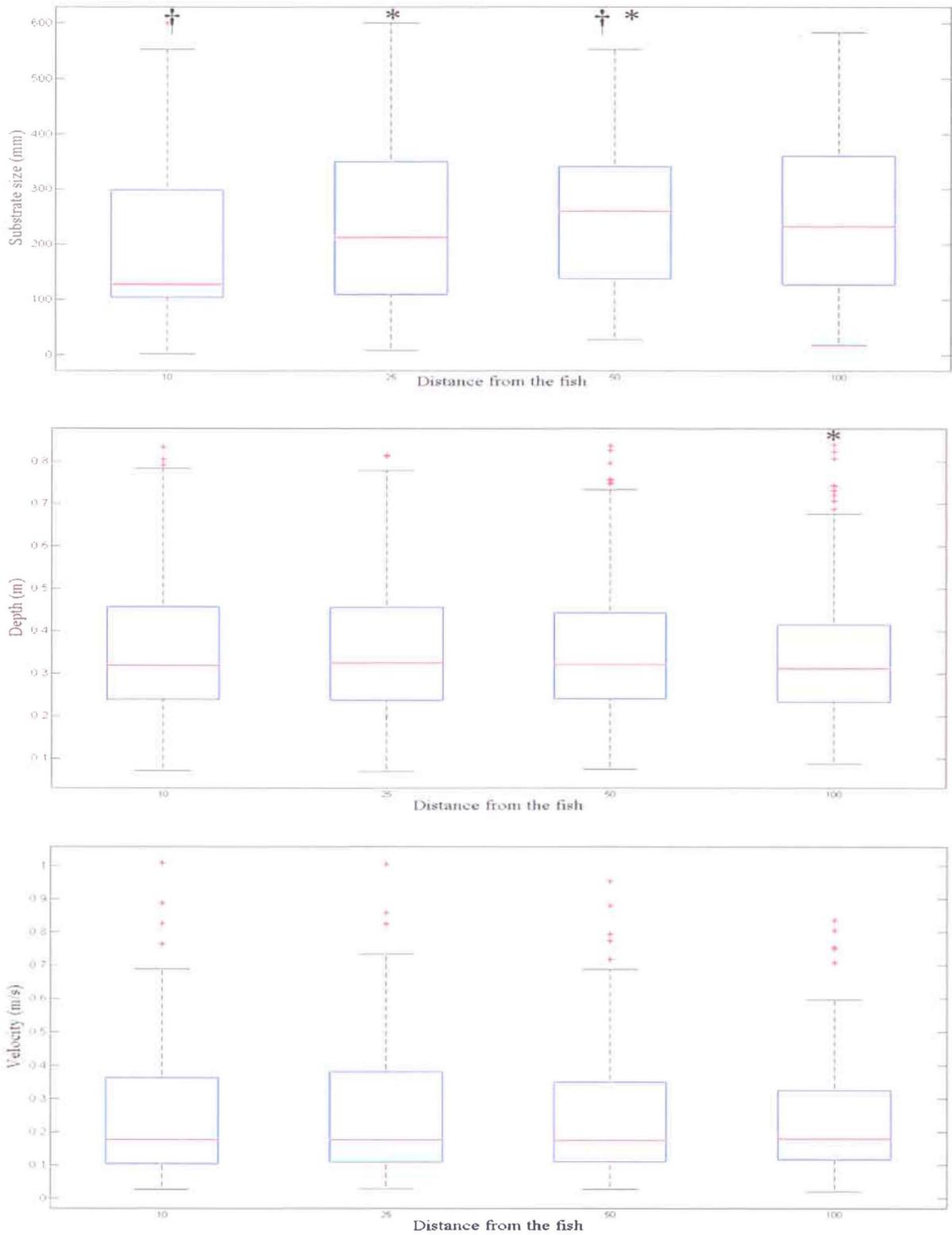


Figure 3-2 : distribution of substrate size (a), depth (b) and velocity (c) measures according to the distance from the fish

In total, 465 mean HSI values were calculated by taking the mean HSI of the habitat of the 93 fish from the multiple-experts model, split into five considered distances from the fish (Fig.3-3). The HSI at distances of 0 and 10cm were not significantly different with each other ($p\text{-value} = 0.12$), but they were significantly different with the three others distances (all $p\text{-values} < 0.05$). These last distances were not significantly different from each other (all $p\text{-values} > 0.1$). The mean HSI values was 0.48 ($\sigma^2=0.012$) when calculated using the focal (0 cm) measurements, then respectively 0.5 ($\sigma^2=9.10^{-3}$), 0.51 ($\sigma^2=8.9.10^{-3}$), 0.51 ($\sigma^2=7.10^{-3}$) and 0.51 ($\sigma^2=8.10^{-3}$) when calculated using average habitat measurements taken in a circle of radius 10, 25, 50 and 100 cm.

Given that the maximum mean HSI value and the lowest standard deviation were found when pooled habitat measurements taken within a circle of 50 cm- radius are used, this distance was selected to compare HSI values calculated when fish were present vs. absent (Fig.3-4). By considering the presences only, the HSI values varied from 0.34 to 0.68, increasing with the increase of substrate size, depth and especially velocity, a strong correlation existing between HSI values and the velocity ($r^2=0,84$).

Parr were more frequently observed in habitats exhibiting HSI between 0.45 and 0.5 than in habitats with lower calculated HSI (Fig.3-5).

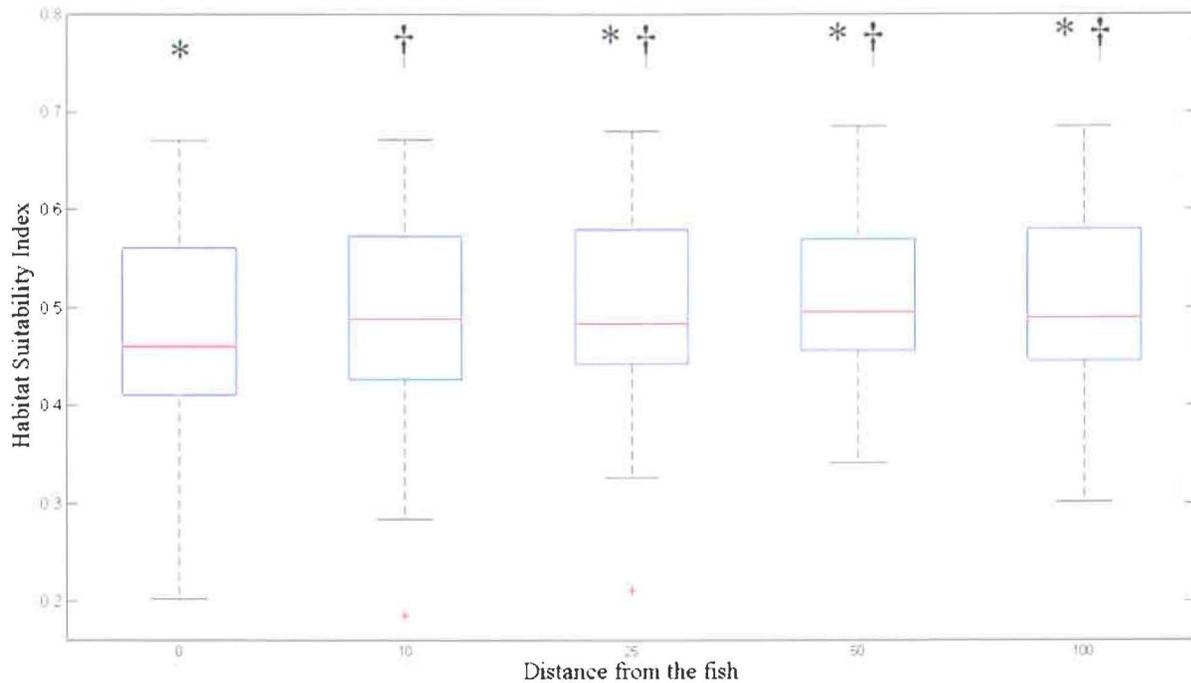


Figure 3-3 : distribution of modeled HSI values, according to five increasing distances from the fish.

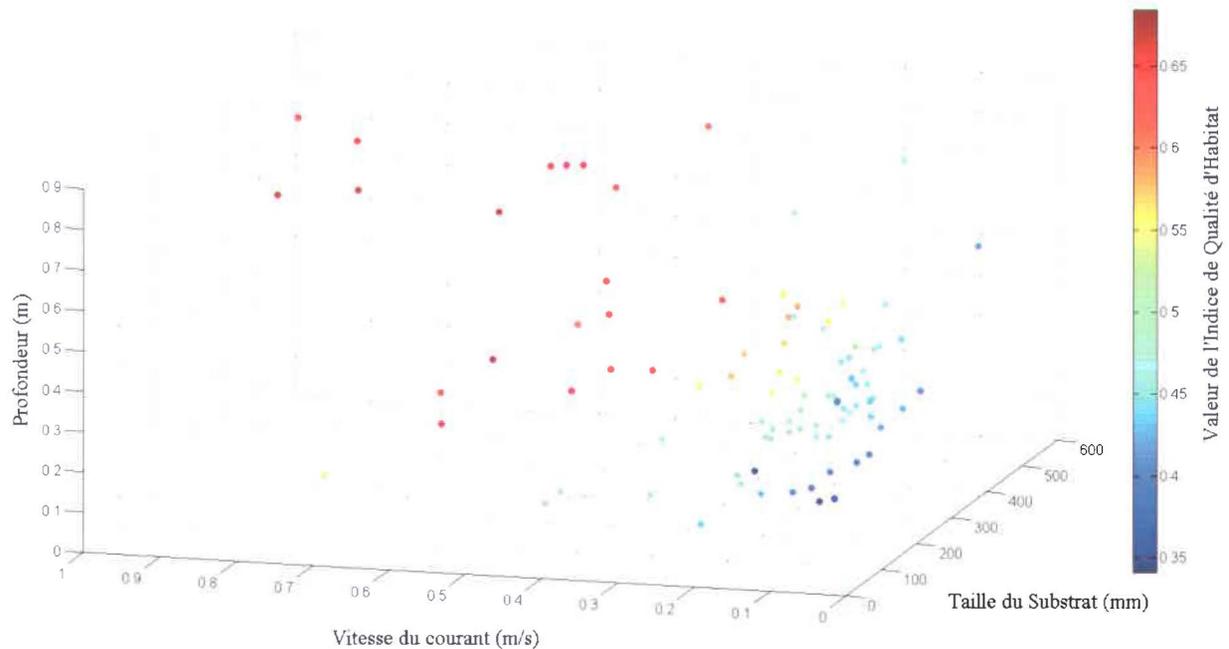


Figure 3-4 : distribution of fish and calculated HSI values, according to physical variables (velocity, substrate size, depth), for measures taken in a radius of 50 cm around the fish

3.4 Discussion

Highlighting and calculating the radial distance from the fish defining a circle in which measurements could be taken to describe accurately the physical habitat is one possible way to improve habitat characterization and subsequent habitat modeling. Five different distances were tested for each presence. The null distance, i.e. the focal measure taken at the exact location of the fish, gave globally the lowest HSI values and the highest variability. This is potentially explained by the fact that only one measurement of each habitat variable is insufficient: if the exact location did not present good conditions for the fish, the error is not attenuated by other measurements. The 10 cm-distance did not show significant differences with the focal measure, despite a slight improvement in the calculated HSI, the measures, close to each other, described a similar habitat that the one described by velocity, depth and substrate. Increasing the distance improved the model accuracy: the HSI values increased significantly at 25 cm and 50 cm, and the variability decreased. The weakest variability was observable at 50 cm, which correspond with an area of 0.785 m², i.e. approximately the mean of the parr territory size (Keeley *et al.*, 1995). Beyond this distance, the variability of calculated HSI values increased again, even if no significant difference was found with lower distance.

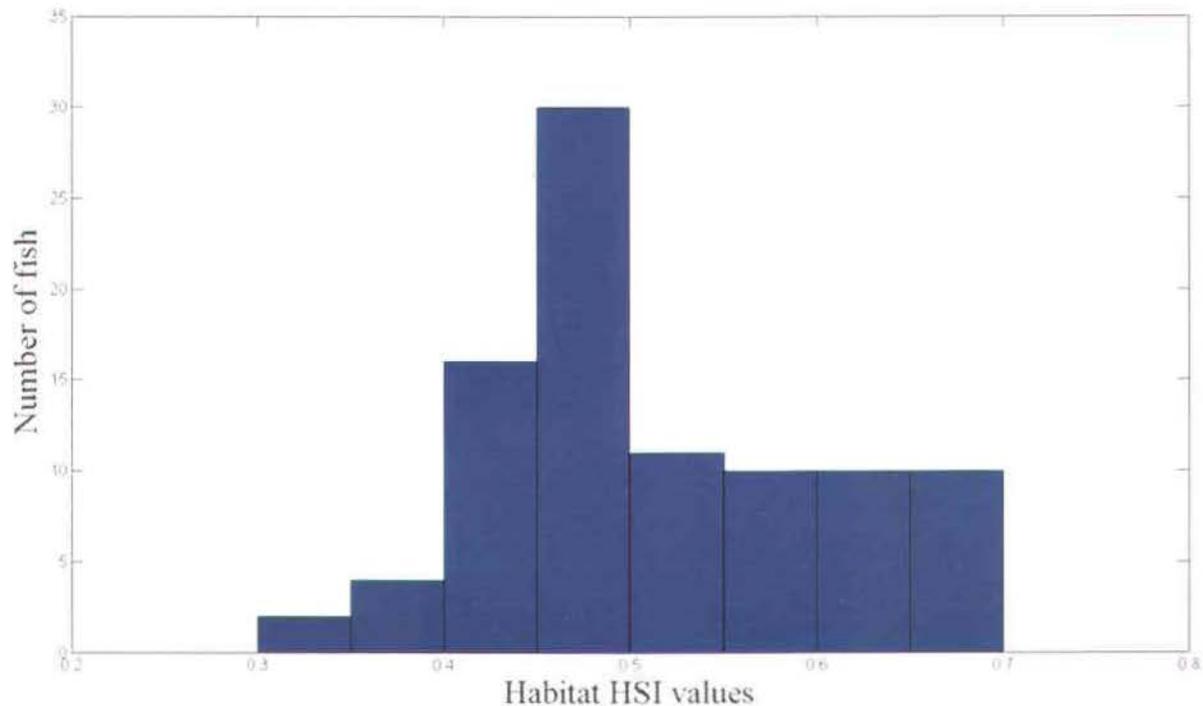


Figure 3-5 : distribution of fish according to the HSI value of the habitat they occupied, for measures taken in a radius of 50 cm around the fish

Our results suggest that the best description of the salmon habitat to be used in the fuzzy logic model described by Mocq *et al.* (2013) is reached by taking in consideration the neighboring conditions of its location, i.e. measuring variables at distance from the fish and adding them to calculate a mean value. However, the fuzzy model is based on expert knowledge and it is possible that these experts defined the fuzzy sets and rules using characteristics of parr habitat that include all of its territory instead of only its home-rock. Our hypothesis about the model efficiency was that a high calculated HSI for a presence indicated that habitat description used in the calculations was accurate and consequently, led to a more efficient model. However, parr were frequently present in habitats with mean HSI under 0.5. Field observations indicate that on the three sampled rivers, densities were too low to force weakest parr to use poor-quality habitat. Therefore, density dependence-related biases are not the likely cause of presence of fish in relatively poor habitat. This observation can more likely be explained by expert's unsure or ill-translated knowledge in the fuzzy sets and rules. Indeed, accurate codification of the expert knowledge is an important obstacle. The difficulties could come from the expert (unwanted oblivion of information, difficulty of expression or abstraction, fear of personal knowledge disclosure and use; Chevrie *et al.*, 1998), or from the method (poor ergonomics of the worksheet used to collect data, lack of precision in

words or concepts description; Knol *et al.*, 2010). Another explanation could be related with the physical factors that were not included in the model: indeed, the habitat selection by parr is under the influences of multiple factors (Armstrong *et al.*, 2003), generally of lesser importance than the three selected variables but sufficiently important to modify substantially the habitat selection of some of the fish.

This study is linked to the problematic study of scale, i.e. the spatial and temporal dimension of a process or an entity (Lewis *et al.*, 1996). Considering the Atlantic salmon (*Salmo salar*) physical habitat, some studies are elaborated at the microhabitat scale, measuring environmental physical variables in the vicinity of the fish, on the order of the cm² (Heggenes *et al.*, 1995; Heggenes *et al.*, 1999; Armstrong *et al.*, 2003). On contrary, other studies are concerned by the mesohabitat scale, from m² to some tens of m², equivalent to Channel Morphological Units (CMU, e.g. riffle, glide, pool; Folt *et al.*, 1998). For the habitat characterization, the mesohabitat is too large to analyze precisely salmon needs and preferences, while the microhabitat neglects environmental elements which could influence the selection and the occupation of the habitat by the fish (Shirvell, 1994). An intermediate scale could be useful to describe more precisely the habitat and improve the habitat model predictions.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge every expert who agreed to participate in this study: Alfredsen K., Belles-Isles M., Belzile L., Bergeron N., Bérubé M., Boivin A., Breau C., Buoro M., Caron F., Clément M., Cuerrier D., Cunjak R., Dauphin G., Dumont R., Gauthier C., Guérard N., Heggenes J., Johnston P., Lapointe A., Lesvesque F., Linnansaari T., Milner N., Moore D., Murdock M., Noak M., Prevost E., Riley B., Rodriguez M., Sabourin F., Saltveit S.J. and their respective organizations. We thank Genivar Consulting for hydraulic model outputs, and A. Maheu, A. Blanchette, M. Samsom-Do and the crew of the UNB for their help on field. This work was supported in part by NSERC, Hydro-Québec and the Institut National de la Recherche Scientifique (INRS). Additionally, we thank C. Gignac for his help in GIS.



BIBLIOGRAPHIE

- Acosta H, Wu D & Forrest BM (2010) Fuzzy experts on recreational vessels, a risk modelling approach for marine invasions. *Ecological Modelling* 221(5):850-863.
Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.11.025>
- Adriaenssens V, Goethals PLM & De Pauw N (2006) Fuzzy knowledge-based models for prediction of *Asellus* and *Gammarus* in watercourses in Flanders (Belgium). *Ecological Modelling* 195(1-2):3-10.
- Ahmadi-Nedushan B, St-Hilaire A, Berube M, Ouarda TBMJ & Robichaud E (2008) Instream flow determination using a multiple input fuzzy-based rule system: A case study. *River Res Appl* 24(3):279-292.
Doi: Doi 10.1002/Rra.1059
- Ahmadi Nedushan B, St-Hilaire A, Bérubé M, Robichaud É, Thiémonge N & Bobée B (2006) A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Res Appl* 22(5):503-523.
Doi: 10.1002/rra.918
- Annear T, Chisholm I, Beecher H, Locke A, Aarrestad P, Coomer C, Estes C, Hunt J, Jacobson R, Jobsis G, Kauffman J, Marshall J, Mayes K, Smith G, Wentworth R & Stalnaker C (2004) *Instream Flows for Riverine Resource Stewardship*. Instream Flow Council, Cheyenne, WY. 268 p
- Armstrong JD, Kemp PS, Kennedy GJA, Ladle M & Milner NJ (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fish Res* 62(2):143-170.
Doi: Pii S0165-7836(02)00160-1
- Aspinall W (2010) A route to more tractable expert advice. *Nature* 463(7279):294-295.
- Ayllón D, Almodóvar A, Nicola GG & Elvira B (2012) The influence of variable habitat suitability criteria on PHABSIM habitat index results. *River Res Appl* 28(8):1179-1188.
Doi: 10.1002/rra.1496
- Azadi H, Shahvali M, van den Berg J & Faghieh N (2007) Sustainable rangeland management using a multi-fuzzy model: How to deal with heterogeneous experts' knowledge. *Journal of Environmental Management* 83(2):236-249.
- Bagliniere JL, Prouzet P, Porcher J, P., Nihouarn A & Maise G (1987) Caractéristiques générales des populations de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) des rivières du Massif armoricain. *La restauration des rivières à saumons*, Thibault M & Billard R (Édit.) INRA, Paris.
- Barber M & Saul D (2001) Analysis of Instream Flow Incremental Methodology Investigation of the Upper Touchet River System. (Columbia Conservation District, Dayton, Washington), p 15.
- Bardonnat A & Baglinière J-L (2000) Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can J Fish Aquat Sci* 57(2):497-506.

- Bárdossy A (1996) The use of fuzzy rules for the description of elements of the hydrological cycle. *Ecological Modelling* 85(1):59-65.
Doi: 10.1016/0304-3800(95)00011-9
- Barnard S & Wyatt R, J. (1995) Analyse des modèles de prédiction des populations de salmonidés en rivière. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):365-373.
- Barry S & Elith J (2006) Error and uncertainty in habitat models. *J Appl Ecol* 43(3):413-423.
Doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x
- Baxter RM (1977) Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- Beall E (1994) Les phases de la reproduction. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer, PLouzané (France). p 123-140.
- Belles-Isles M, Plourde Y, Pelletier C, Théberge C & Thibodeau P (2004) Complexe Romaine - Aménagement intégral de la rivière Romaine. Étude préliminaire sur les débits réservés et la faune ichtyenne. (Rapport du Groupe conseil GENIVAR à la direction Environnement et Services techniques d'Hydro-Québec.), p 134.
- Belzile L, Bérubé P, Hoang VD & Leclerc M (1997) Méthode échohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. (INRS-Eau & Groupe Génivar pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune, Canada), p 83.
- Benyahya L, Daigle A, Caissie D, Beveridge D & St-Hilaire A (2009) Caractérisation du régime naturel du débit des bassins versants de l'Est du Canada. (INRS-ETE), p 88.
- Bock W & Salski A (1998) A fuzzy knowledge-based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a beech forest. *Ecological Modelling* 108(1-3):155-161.
Doi: 10.1016/s0304-3800(98)00026-x
- Boeuf G (1994) La phase de préadaptation à la vie en mer: la smoltification. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 47-63.
- Bourgeois G, Cunjak RA, Caissie D & El-Jabi N (1996) A Spatial and Temporal Evaluation of PHABSIM in Relation to Measured Density of Juvenile Atlantic Salmon in a Small Stream. *North American Journal of Fisheries Management* 16(1):154-166.
Doi: 10.1577/1548-8675(1996)016<0154:asateo>2.3.co;2
- Bovee KD, Lamb BL, Bartholow JM, Stalnaker C, Taylor J & Henriksen J (1998) Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. (U.S. Geological Survey Information and Technology), p 130.
- Bozek MA & Rahel FJ (1991) Assessing Habitat Requirements of Young Colorado River Cutthroat Trout by Use of Macrohabitat and Microhabitat Analyses. *T Am Fish Soc* 120(5):571-581.
Doi: 10.1577/1548-8659(1991)120<0571:ahroyc>2.3.co;2

- Bult TP, Riley SC, Haedrich RL, Gibson RJ & Heggenes J (1999) Density-dependent habitat selection by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in experimental riverine habitats. *Can J Fish Aquat Sci* 56(7):1298-1306.
Doi: doi:10.1139/f99-074
- Caissie D & El-Jabi N (2003) Instream Flow Assessment: From Holistic Approaches to Habitat Modelling. *Canadian Water Resources Journal* 28(2):173-183.
Doi: doi:10.4296/cwrj2802173
- Caissie D, El-Jabi N & Bourgeois G (1998) Évaluation du débit réservé par méthodes hydrologiques et hydrobiologiques. *Revue des sciences de l'eau* 11(3):347.
Doi: 10.7202/705311ar
- Cao G (1995) The definition of the niche by fuzzy set theory. *Ecological Modelling* 77(1):65-71.
Doi: 10.1016/0304-3800(93)e0071-a
- Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique (2007) Rapport Annuel 2006-2007. (CIRSA, Québec, Qc), p 28.
- Cheung WWL, Pitcher TJ & Pauly D (2005) A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol Conserv* 124(1):97-111.
- Chevrie F & Guély F (1998) Cahier technique n°191: La logique floue. (Groupe Schneider), p 30.
- Cornelissen, van den Berg J, Koops WJ & Kaymak U (2003) Elicitation of expert knowledge for fuzzy evaluation of agricultural production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95(1):1-18.
Doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00174-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00174-3)
- Cornelissen AMG, Van den Berg J, Koops WJ & Kaymak U (2002) Eliciting Expert Knowledge for Fuzzy Evaluation of Agricultural Production Systems. in *Research in Management* (Erasmus Research Institute of Management, Rotterdam), p 38.
- Cunjak R (1996) Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Can J Fish Aquat Sci* 53(1):267-282.
- Cunjak R, Caissie D & El-Jabi N (1990) The Catamaran Brook Habitat Research Project: Description and General Design of Study. in *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* (Department of Fisheries and Oceans, Moncton), p 21.
- Cunjak R, Caissie D, el-Jabi N, Hardie P, Conlon JH, Pollock TL, Giberson DJ & Komadina-Douthwright S (1993) The Catamaran Brook (New Brunswick) Habitat Research Project: Biological, Physical and Chemical Conditions (1990-1992). in *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* (Department of Fisheries and Oceans, Moncton), p 91.
- Daunicht W, Salski A, Nöhr P & Neubert C (1996) A fuzzy knowledge-based model of annual production of skylarks. *Ecological Modelling* 85(1):67-73.
Doi: 10.1016/0304-3800(95)00016-x

- Davaine P & Prouzet P (1994) La vie marine du saumon Atlantique dans son aire géographique. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 64-86.
- Debowski P & Beall E (1995) Influence de fortes variations de niveau en étiage sur les mouvements et la distribution de saumons Atlantiques juvéniles (*Salmo salar* L.) en fonction de l'habitat dans un ruisseau expérimental. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):267-275.
- Department of Fisheries and Oceans Canada (1986) Policy for the Management of Fish Habitat. (Communication Directorate, Ontario, ON).
- Droesen WJ (1996) Formalisation of ecohydrological expert knowledge applying fuzzy techniques. *Ecological Modelling* 85(1):75-81.
Doi: 10.1016/0304-3800(95)00013-5
- Dumas J & Prouzet P (1994) Repeuplement et pacage marin. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 239-254.
- Enea M & Salemi G (2001) Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling* 136(2-3):131-147.
Doi: 10.1016/S0304-3800(00)00380-X
- European Community (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. in *Official Journal*, p L327.
- Fazey I, Fazey JA, Salisbury JG, Lindenmayer DB & Dovers S (2006) The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. *Environmental Conservation* 33(01):1-10.
Doi: doi:10.1017/S037689290600275X
- Flebbe PA & Dolloff CA (1995) Trout Use of Woody Debris and Habitat in Appalachian Wilderness Streams of North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management* 15(3):579-590.
Doi: 10.1577/1548-8675(1995)015<0579:TUOWDA>2.3.CO;2
- Folt CL, Nislow KH & Power ME (1998) Implications of temporal and spatial scale for Atlantic salmon (*Salmo salar*) research. *Can J Fish Aquat Sci* 55:9-21.
- Ford DN & Stermann J (1997) Expert knowledge elicitation to improve mental and formal models. (Massachusetts Institute of Technology (MIT), Sloan School of Management).
- Fukuda S (2009) Consideration of fuzziness: Is it necessary in modelling fish habitat preference of Japanese medaka (*Oryzias latipes*)? *Ecological Modelling* 220(21):2877-2884.
Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.12.025
- Fukuda S & Hiramatsu K (2008) Prediction ability and sensitivity of artificial intelligence-based habitat preference models for predicting spatial distribution of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Ecological Modelling* 215(4):301-313.
- Gard M (2009) Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models. *International Journal of River Basin Management* 7(1):55-71.

Doi: 10.1080/15715124.2009.9635370

- Gerking SD (1953) Evidence for the Concepts of Home Range and Territory in Stream Fishes. *Ecology* 34(2):347-365.
- Ghosh A, Pal NR & Das J (2006) A fuzzy rule based approach to cloud cover estimation. *Remote Sensing of Environment* 100(4):531-549.
- Gibbins CN & Acornley RM (2000) Salmonid habitat modelling studies and their contribution to the development of an ecologically acceptable release policy for Kielder Reservoir, North-east England. *Anglais* 16(3).
- Gibson RJ (1993) The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3(1):39-73.
- Doi: 10.1007/bf00043297
- Girard IL, Grant JWA & Steingrimsson SO (2004) Foraging, growth, and loss rate of young-of-the-year Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to habitat use in Catamaran Brook, New Brunswick : The status of Atlantis Salmon: Populations and habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61(12):11.
- Grant JWA, Steingrimsson SO, Keeley ER & Cunjak RA (1998) Implications of territory size for the measurement and prediction of salmonid abundance in streams. *Can J Fish Aquat Sci* 55:181-190.
- Greenberg L, Svendsen P & Harby A (1996) Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management* 12(2-3):287-303.
- Doi: 10.1002/(sici)1099-1646(199603)12:2/3<287::aid-rrr396>3.0.co;2-3
- Guay JC, Boisclair D, Rioux M, Leclerc M, Lapointe M & Legendre P (2000) *Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (Salmo salar)*. National Research Council of Canada, Ottawa, ON, CANADA
- Guéguen J & Prouzet P (Édit) (1994) *Le saumon Atlantique*. IFREMER. 332 p.
- Hatfield T & Bruce J (2011) Predicting Salmonid Habitat–Flow Relationships for Streams from Western North America. *North American Journal of Fisheries Management* 20(4):1005-1015.
- Doi: 10.1577/1548-8675(2000)020<1005:pshfrf>2.0.co;2
- Heggenes J (1990) Habitat utilization and preferences in juvenile atlantic salmon (*salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research & Management* 5(4):341-354.
- Doi: 10.1002/rrr.3450050406
- Heggenes J, Bagliniere JL & Cunjak R (1995) Note de synthèse sur la sélection de niche spatiale et la compétition chez le jeune saumon Atlantique (*Salmo salar*) et la truite commune (*Salmo trutta*) en milieu lotique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):231-239.
- Heggenes J, Bagliniere JL & Cunjak RA (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S-trutta*) in heterogeneous streams. *Ecol Freshw Fish* 8(1):1-21.

- Heggenes J, Brabrand Å & Saltveit S (1990) Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *T Am Fish Soc* 119(1):101-111.
- Doi: 10.1577/1548-8659(1990)119<0101:COTMFS>2.3.CO;2
- Heland M & Dumas J (1994) Ecologie et comportements des juvéniles. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 29-46.
- Heland M, Gaudin P & Bardonnnet A (1995) Mise en place des premiers comportements et utilisation de l'habitat après l'émergence chez les salmonidés d'eau courante. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):191-197.
- Huesemann MH (2002) The inherent biases in environmental research and their effects on public policy. *Futures* 34(7):621-633.
- Doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-3287\(02\)00004-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-3287(02)00004-6)
- Hydro-Québec (2005) Complexe de la rivière Romaine, détermination des débits réservés. in *Rapport sectoriel* (Hydro-Québec, Montréal, PQ), p 46.
- Iliopoulou-Georgudaki J, Kantzaris V, Katharios P, Kaspiris P, Georgiadis T & Montesantou B (2003) An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators* 2(4):345-360.
- Doi: 10.1016/s1470-160x(03)00004-9
- irstea (1995) *EVHA - Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière*. Lyon), <http://www.irstea.fr/evha>
- James A, Low Choy S & Mengersen K (2010) Elicitor: An expert elicitation tool for regression in ecology. *Environmental Modelling & Software* 25:129 - 145.
- Johnson I, W., Elliot C, R.N. & Gustard A (1995) Mise en oeuvre de la méthode IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), pour modéliser l'habitat des salmonidés dans la rivière Allen, Angleterre. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):355-363.
- Johnston TA (1997) Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. *J Fish Biol* 51(5):1047-1062.
- Doi: 10.1111/j.1095-8649.1997.tb01543.x
- Jorde K, Schneider M, Peter A & Zoellner F (2001) Fuzzy based models for the evaluation of fish habitat quality and instream flow assessment. in *Proceedings of the 3rd International Symposium on Environmental Hydraulics* Tempe, AZ).
- Kallebergh H (1958) Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. Trutta* L.). *Reports of the Institute of Fresh-water Research, Drottningholm* 39:55-98.
- Kampichler C, Barthel J & Wieland R (2000) Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model. *Ecological Modelling* 129(1):87-99.
- Kampichler C, Hernández-Daumás S, Ochoa-Gaona S, Geissen V, Huerta E & de Jong B (2010) Indicators of environmentally sound land use in the humid tropics: The potential roles of

- expert opinion, knowledge engineering and knowledge discovery. *Ecological Indicators* 10(2):320-329.
- Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.010>
- Keeley ER & Grant JWA (1995) Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can J Fish Aquat Sci* 52(1):186-196.
- Doi: doi:10.1139/f95-019
- Keenleyside MHA (1962) Skin-diving Observations of Atlantic Salmon and Brook Trout in the Miramichi River, New Brunswick. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 19(4):625-634.
- Doi: doi:10.1139/f62-042
- Kerle F, Zöllner F, Schneider M, Böhmer J, Kappus B & Baptist MJ (2002) Modelling of long-term fish habitat changes in restored secondary floodplain channels of the river Rhine. *Conference Proceedings of the fourth Ecohydraulics Symposium*. (3-8 March 2002, Cape Town, South Africa., p 15.
- Kingsford RT (2000) Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25(2):109-127.
- Doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x
- Kleinschmidt (2002) Dennys river instream flow study. (Maine Atlantic Salmon Commission), p 96.
- Klemetsen A, Amundsen P-A, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O'Connell MF & Mortensen E (2003) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol Freshw Fish* 12:1-59.
- Knol A, Slottje P, van der Sluijs J & Lebet E (2010) The use of expert elicitation in environmental health impact assessment: a seven step procedure. *Environmental Health* 9(1):19.
- Krueger T, Page T, Hubacek K, Smith L & Hiscock K (2012) The role of expert opinion in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software* 36(0):4-18.
- Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.011>
- Kuhnert PM, Martin TG & Griffiths SP (2010) A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecol Lett* 13(7):900-914.
- Doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01477.x
- Lamouroux N & Capra H (2002a) Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biol* 47(8):1543-1556.
- Doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00879.x
- Lamouroux N & Souchon Y (2002b) Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. *Freshwater Biol* 47(8):1531-1542.
- Doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00880.x

- Leclerc M, Boudreau P, Bechara J, Belzile L & Villeneuve D (1994) Modélisation de la dynamique de l'habitat des jeunes stades de saumon atlantique (*Salmo salar*) de la rivière Ashuapmushuan (Québec, Canada). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (332):11-32.
- Leclerc M, Saint-Hilaire A & Bechara J (2003) State-of-the-Art and Perspectives of Habitat Modelling for Determining Conservation Flows. *Canadian Water Resources Journal* 28(2):135-151.
Doi: doi:10.4296/cwrj2802135
- Legleiter CJ & Goodchild MF (2005) Alternative representations of in-stream habitat: classification using remote sensing, hydraulic modeling, and fuzzy logic. *International Journal of Geographical Information Science* 19(1):29 - 50.
- Lewis CA, Lester NP, Bradshaw AD, Fitzgibbon JE, Fuller K, Hakanson L & Richards C (1996) Considerations of scale in habitat conservation and restoration. *Can J Fish Aquat Sci* 53(S1):440-445.
Doi: doi:10.1139/f96-021
- Mackinson S (2000) An adaptive fuzzy expert system for predicting structure, dynamics and distribution of herring shoals. *Ecological Modelling* 126(2-3):155-178.
- Mäki-Petäys A, Erkinaro J, Niemelä E, Huusko A & Muotka T (2004) Spatial distribution of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a subarctic river: size-specific changes in a strongly seasonal environment. *Can J Fish Aquat Sci* 61(12):2329-2338.
Doi: doi:10.1139/f04-218
- Mamdani EH (1977) Application of fuzzy logic to approximate reasoning using linguistic synthesis. in *Proceedings of the sixth international symposium on Multiple-valued logic* (IEEE Computer Society Press, Logan, Utah, United States), p 196-202.
- MathWorks (2006) Fuzzy Logic Toolbox User's Guide. Édit The Mathworks INatick, MA, USA.).
- Meyer MA, Butterfield KB, Murray WS, Smith RE & Booker JM (2002) Guidelines for eliciting expert judgment as probabilities or fuzzy logic. *Fuzzy logic and probability applications*, Timothy JR, Jane MB & Parkinson WJ (Édit.) Society for Industrial and Applied Mathematics. p 105-123.
- Milner NJ, Wyatt RJ, Barnard S & Scott MD (1995) Variabilité des populations de salmonidés en eau courante : étude de la variance liée à différentes échelles spatiales ou temporelles et implications pour les modèles d'habitat. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* (337-338-339):387-398.
- Milner NJ, Wyatt RJ & Broad K (1998) HABSCORE—applications and future developments of related habitat models. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4):633-644.
Doi: 10.1002/(sici)1099-0755(199807/08)8:4<633::aid-aqc275>3.0.co;2-7
- Milner NJ, Wyatt RJ & Scott MD (1993) Variability in the distribution and abundance of stream salmonids, and the associated use of habitat models. *J Fish Biol* 43:103-119.
Doi: 10.1111/j.1095-8649.1993.tb01182.x

- Mocq J, St-Hilaire A & Cunjak RA (2013) Assessment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) habitat quality and its uncertainty using a multiple-expert fuzzy model applied to the Romaine River (Canada). *Ecological Modelling* 265(0):14-25.
Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.020>
- Moir HJ, Gibbins CN, Soulsby C & Youngson AF (2005) PHABSIM modelling of Atlantic salmon spawning habitat in an upland stream: testing the influence of habitat suitability indices on model output. *River Res Appl* 21(9):1021-1034.
Doi: 10.1002/rra.869
- Monosowski E (1985) Environmental Impact of Dams *International Water Power and Dam Construction* 37(4):48-50.
- Mouton AM, Schneider M, Peter A, Holzer G, Müller R, Goethals PLM & De Pauw N (2008) Optimisation of a fuzzy physical habitat model for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the Aare river (Thun, Switzerland). *Ecological Modelling* 215(1-3):122-132.
Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.02.028
- Nicieza AG, Braña F & Toledo MM (1991) Development of length–bimodality and smolting in wild stocks of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under different growth conditions. *J Fish Biol* 38(4):509-523.
Doi: 10.1111/j.1095-8649.1991.tb03138.x
- Nickols F (2000) The knowledge in knowledge management. *The Knowledge Management Yearbook 2000–2001*, Woods JWCJA (Edit.) Butterworth-Heinemann, Boston, USA. p 12-21.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M & Revenga C (2005) Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308(5720):405-408.
Doi: 10.1126/science.1107887
- Organisme de bassin versant du Saguenay (2012) *Description du territoire*. Chicoutimi, Qc), <http://www.robvq.qc.ca/obv/53>
- Ouellet V (2011) *Temperature de l'eau du fleuve St-Laurent: extrêmes hydroclimatiques, modélisation 2D et application à l'habitat du poisson*. PhD (Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Qc). 242 p
- Page T, Heathwaite AL, Thompson LJ, Pope L & Willows R (2012) Eliciting fuzzy distributions from experts for ranking conceptual risk model components. *Environmental Modelling & Software* 36(0):19-34.
Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.03.001>
- Parasiewicz P (2007) The MesoHABSIM model revisited. *River Res Appl* 23(8):893-903.
Doi: 10.1002/rra.1045
- Pearce JL, Cherry K, M D, S F & Whish G (2001) Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *J Appl Ecol* 38(2):412-424.

- Doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00608.x
- POC FOC (2011) *Le Canada et l'Organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique Nord.*, http://www.dfo-mpo.gc.ca/international/media/bk_nasco-oscan-fra.htm
- Raymond CM, Fazey I, Reed MS, Stringer LC, Robinson GM & Evely AC (2010) Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *Journal of Environmental Management* 91(8):1766-1777.
- Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.03.023>
- Roy ML, Roy AG, Grant JWA & Bergeron NE (2013) Individual variability in the movement behaviour of juvenile Atlantic salmon. *Can J Fish Aquat Sci* 70(2):339-347.
- Doi: [doi:10.1139/cjfas-2012-0234](https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0234)
- Rykiel EJ (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90(3):229-244.
- Doi: 10.1016/0304-3800(95)00152-2
- Sabaton C (2003) Méthode des microhabitats dans les cours d'eau- Approche IFIM et ESTIMHAB. (EDF, Chatou).
- Saglio P (1994) Le retour aux sites de frai ou "homing": les mécanismes chimiosensoriels. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 87-100.
- Salski A (1992) Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecological Modelling* 63(1-4):103-112.
- Doi: 10.1016/0304-3800(92)90064-1
- Salski A (1998) Fuzzy logic approach to data analysis and ecological modelling. (University of Kiel, Kiel (Germany)), p 8.
- Schneider M & Jorde K (2012) CASiMiR: Computer Aided Simulation Model for Instream flow and Riparia. (Universitaet Stuttgart, Stuttgart).
- Schoeneberger PJ, Wysocki DA, Benham EC & Soil Survey Staff (2012) *Field Book for Describing and Sampling Soils, version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. 300 p
- Schuman H & Presser S (1981) Questions and answers in attitude surveys: Experiments on question form, wording and context.
- Seoane J, Bustamante J & DÍAz-Delgado R (2005) Effect of Expert Opinion on the Predictive Ability of Environmental Models of Bird Distribution. *Conserv Biol* 19(2):512-522.
- Doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00364.x
- Shepard RB (2005) *Quantifying Environmental Impact Assessment Using Fuzzy Logic*. Springer, New-York. 264 p
- Shirvell CS (1994) Effect of changes in streamflow on the microhabitat use and movements of sympatric juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook salmon (*O. tshawytscha*) in a natural stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51(7).

- Snyder D (1992) Impacts of electrofishing on fish. *American Fisheries Society Fisheries Management Section Newsletter* 12(2):5-6.
- Souchon Y, Lamouroux N, Capra H & Chandesris A (2003) La méthodologie Estimhab dans le paysage des méthodes de microhabitat. (CEMAGREF, Lyon, France), p 9.
- Stewart G, Anderson R & Wohl E (2005) Two-dimensional modelling of habitat suitability as a function of discharge on two colorado rivers. *River Res Appl* 21(10):14.
- Stradmeyer L & Thorpe JE (1987) Feeding behaviour of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in mid- to late summer in a Scottish river. *Aquaculture Research* 18(1):33-49.
Doi: 10.1111/j.1365-2109.1987.tb00123.x
- Sur F (1998) *Présentation de la logique floue*. Magistère de Mathématiques (Ecole Normale Supérieure de Cachan, Cachan). 31 p
- Symons PEK & Heland M (1978) Stream habitat and behavioral interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*salmo salar*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35(2):157-183.
- Takagi T & Sugeno M (1985) Fuzzy Identification of Systems and Its Applications to Modeling and Control. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* 15(1):116-132.
Doi: citeulike-article-id:3928474
- Tiemann, S J, Gillette, P D, Wildhaber, L M, Edds & R D (2004) *Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwestern river*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, ETATS-UNIS. 13 p
- U.S. Army Corps of Engineers HECH (2002) HEC-RAS, River Analysis System User's Manual. (U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA).
- Uhrmacher AM, Cellier FE & Frye RJ (1997) Applying Fuzzy based Inductive Reasoning to Analyze Qualitatively the Dynamic Behavior of An Ecological System. *AI Applications* 11(2):1-10.
- US Geological Survey (2001) PHABSIM for Windows - User's Manual and Exercices. (USGS-USDI), p 299.
- Uusitalo L, Kuikka S & Romakkaniemi A (2005) Estimation of Atlantic salmon smolt carrying capacity of rivers using expert knowledge. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 62(4):708-722.
Doi: 10.1016/j.icesjms.2005.02.005
- Van Broekhoven E, Adriaenssens V, De Baets B & Verdonshot PFM (2006) Fuzzy rule-based macroinvertebrate habitat suitability models for running waters. *Ecological Modelling* 198(1-2):71-84.
- Van der Lee G, Van der Molen D, Van den Boogaard H & Van der Klis H (2006) Uncertainty analysis of a spatial habitat suitability model and implications for ecological management of water bodies. *Landscape Ecology* 21(7):1019-1032.
Doi: 10.1007/s10980-006-6587-7

- Vibert R (1994) Le saumon Atlantique: origines et caracteristiques essentielles. *Le Saumon Atlantique*, Guéguen J & Prouzet P (Édit.) Ifremer. p 11-25.
- Vrana I, Vaníček J, Kovář P, Brožek J & Aly S (2012) A group agreement-based approach for decision making in environmental issues. *Environmental Modelling & Software* 36(0):99-110.
Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.12.007>
- Weisberg SB, Thompson B, Ranasinghe JA, Montagne DE, Cadien DB, Dauer DM, Diener D, Oliver J, Reish DJ, Velarde RG & Word JQ (2008) The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecological Indicators* 8(4):389-394.
Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.04.001>
- Wildman TL & Neumann RM (2003) Comparison of snorkeling and electrofishing for estimating abundance and size structure of brook trout and brown trout in two southern New England streams. *Fish Res* 60(1):131-139.
Doi: 10.1016/s0165-7836(02)00060-7
- Yen VC (1999) Rule selections in fuzzy expert systems. *Expert Systems with Applications* 16(1):79-84.
Doi: 10.1016/s0957-4174(98)00024-4
- Zadeh LA (1965) Fuzzy sets. *Informations and Control* 8:338-353.
Doi: 0.1016/S0019-9958(65)90241-X

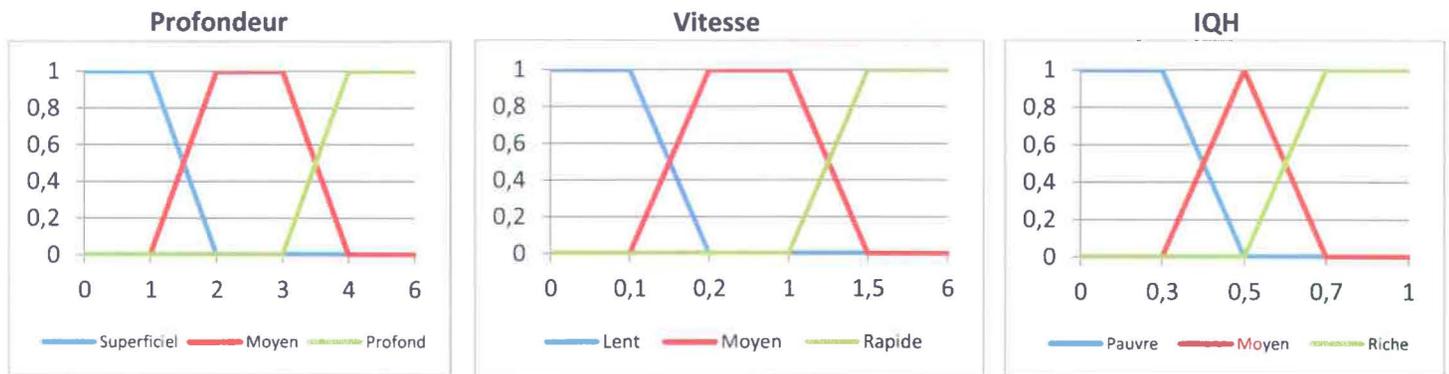
A. ANNEXE

A1. Exemple fictif d'utilisation de la logique floue à trois variables, pas à pas.

L'exemple présenté ici cherche à déterminer la qualité de l'habitat d'un tronçon, de profondeur 0,7 m, où la vitesse du courant est à 1,2 m/s.

▪ Fuzzification

Soient les trois ensembles flous imaginaires des variables linguistiques « Profondeur », « Vitesse » et « IQH » (Pour Indice de Qualité d'Habitat), et les fonctions d'appartenance de chacune de leurs catégories.



Toutes les combinaisons de catégories possibles ont été réalisées et constituent les règles floues. Les données mesurées déclenchent les règles suivantes :

- SI la Profondeur est superficielle ET SI la Vitesse est Moyenne, ALORS l'IQH est Riche
- SI la Profondeur est superficielle ET SI la Vitesse est rapide, ALORS l'IQH est Moyen

▪ Degré d'activation, implication, agrégation

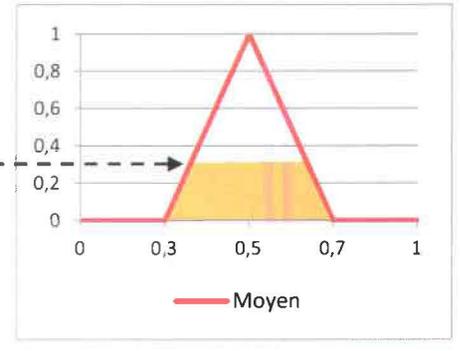
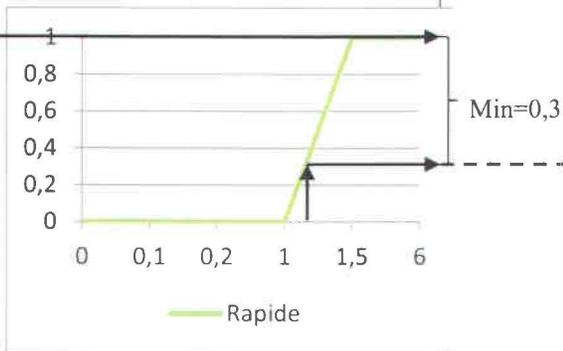
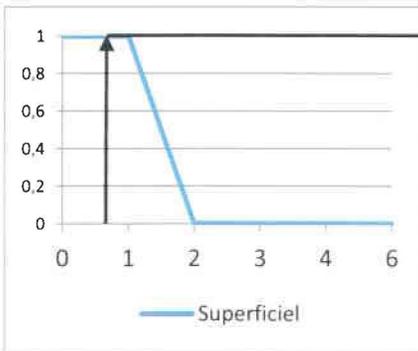
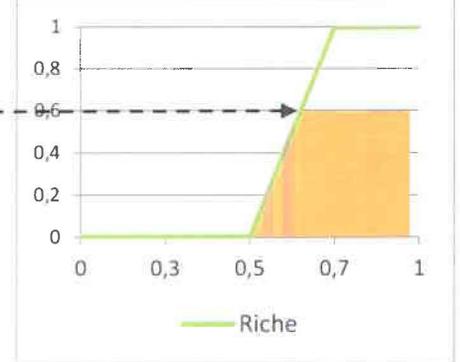
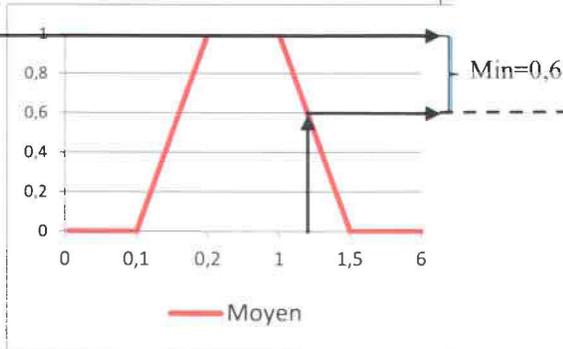
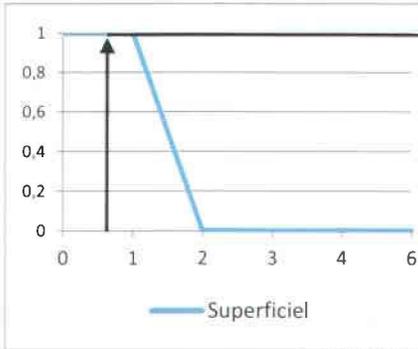
1) Degré d'activation

2) Implication

Profondeur

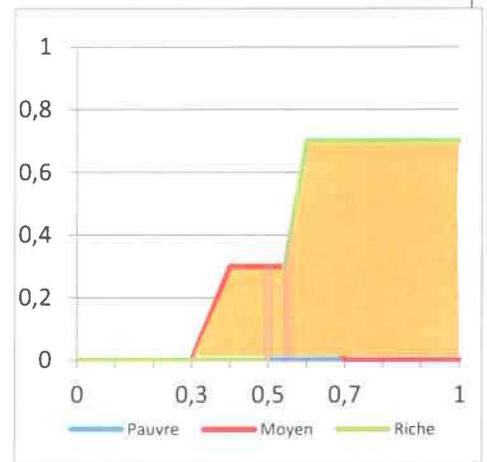
Vitesse

IQH



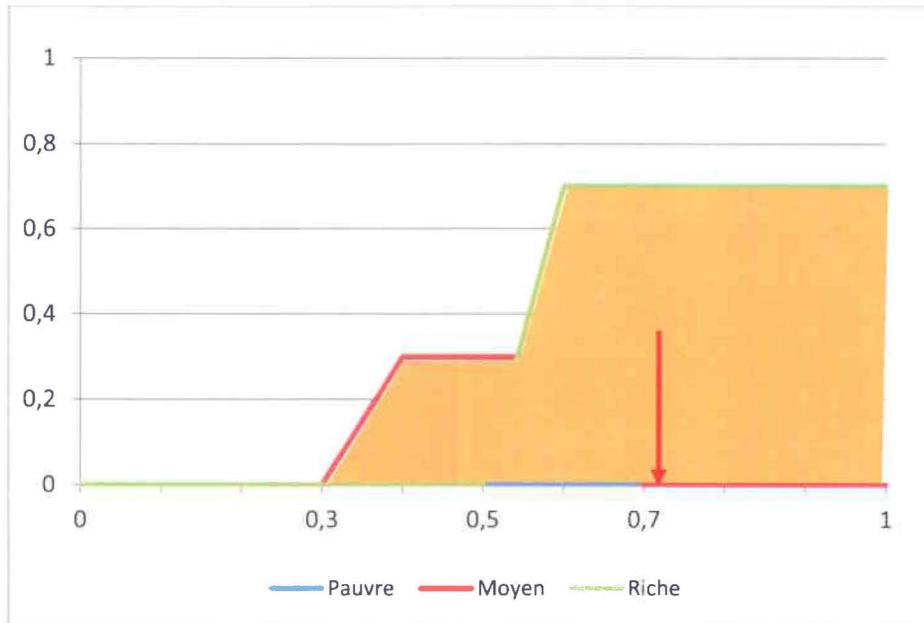
3) Agrégation

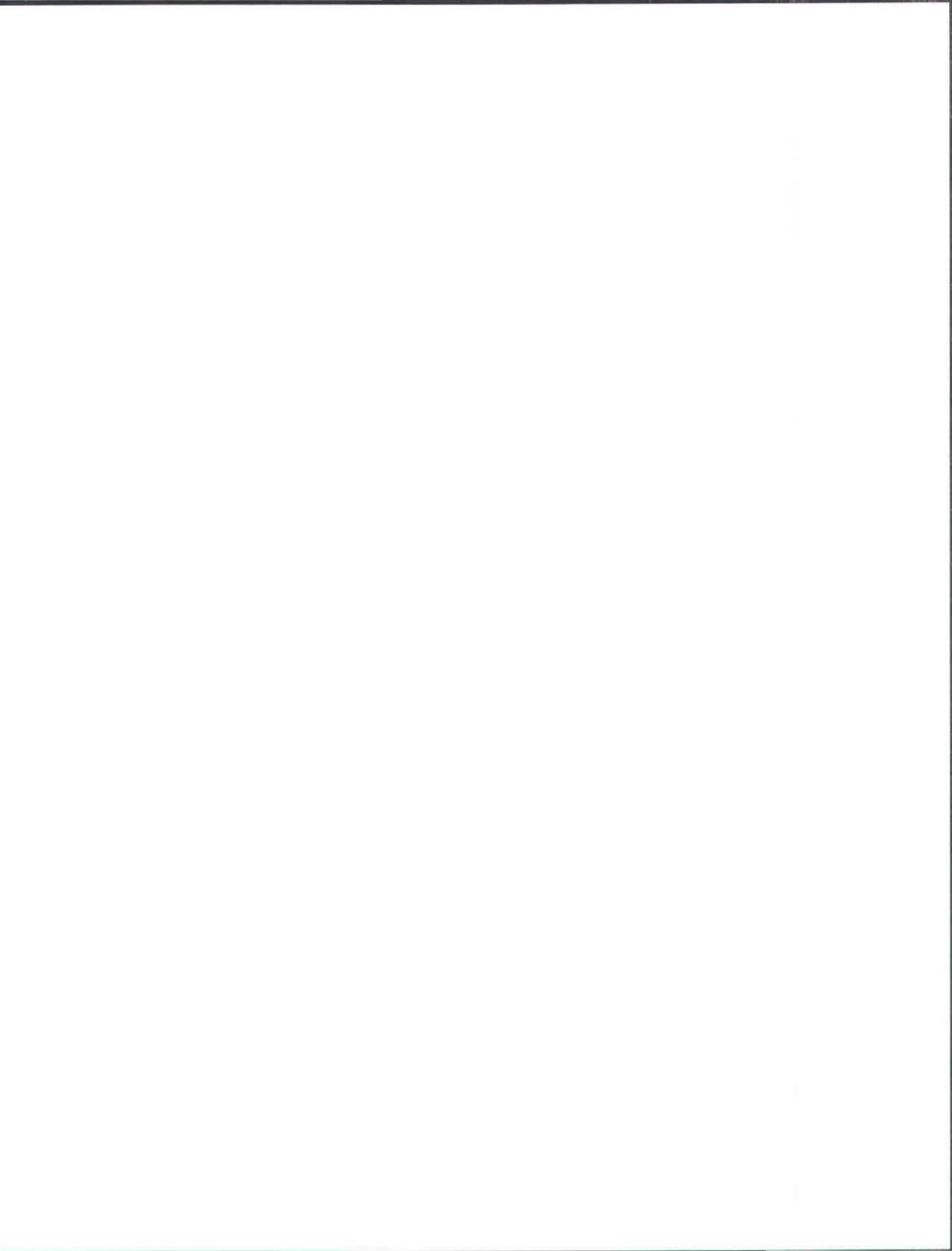
Agrégation= Maximum.



▪ Défuzzification

La méthode du Centre de Gravité est ici utilisée. Ainsi, le modèle de logique floue indique que, sur un tronçon de profondeur 0,7 m et où la vitesse de courant est à 1,2 m/s, l'IQH sera de 0,73, qui est une valeur de la catégorie « Riche » de la variable IQH.





A2. Revue des méthodes courantes de calculs de débits

Ce tableau est largement inspiré du livre d'Annear *et al.* (2004).

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes hydrologiques	Indicateurs de l'Altération Hydrologique (IHA)	Hydrologiques (Magnitude, durée, amplitude...)	Caractérisation des régimes hydrauliques avant et après un impact anthropique	Simple et rapide d'utilisation. Parfait en conjonction avec des méthodes écologiques	Nécessité d'enregistrements hydrologiques fiables. Analyse intra-annuelle. Ne fournit pas de prescription de débits	Richter <i>et al.</i> , 1996
	Range of Variability Approach (RVA)	Hydrologiques (Magnitude, durée, amplitude...)	Extension de l'IHA, Prise en compte de gamme de variations de paramètres "écologiquement pertinents"	Permet le calcul de des débits sans données sur le long terme.	Nécessité d'enregistrements hydrologiques fiables. Analyse intra-annuelle	Richter <i>et al.</i> , 1998
	Modèle de la qualité des eaux de rivières amélioré (QUAL2E)	Physiques, biochimiques et hydrologiques	Simulation de la qualité des eaux (température, O ₂ dissous, N, P, BOD...) en fonction du débit	Extrêmement bien documenté, facile à aborder. Considéré comme le standard des modèles de qualité des eaux pour les rivières petites et moyennes	Ne s'adresse pas aux réservoirs ou aux lacs stratifiés. Ne fonctionne pas en présence de glace ou de frasil	American Public Health Association (1995)
	Modèle de température du réseau de cours d'eau (Sntemp) et Modèle de température de segments de cours d'eau (Sstemp)	Hydrologiques, météorologiques et morphologiques	Prédiction des températures moyennes et maximum des eaux en fonction du débit, de la distance à la source et des flux de chaleur	Simple d'utilisation. Applicable à des cours d'eau régulés, sur un réseau entier	mauvaises prédictions des températures maximums en absence de calibration. Nécessité de données météo rarement applicables sur le site d'étude	USGS
	7-day, Ten-year Low Flow (7Q10)	Hydrologiques	Détermination de volume d'eau nécessaire pour atteindre des seuils de qualité d'eau	Applicable pour des faibles niveaux d'eaux	Ne s'intéresse pas à la protection de la vie aquatique.	Camp, Dresser and McKee, 1996

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes hydrologiques	Méthode de Tennant	Hydrologiques	Basé sur les pourcentages de flux annuel moyen (QAA), dans le but de maintenir l'habitat naturel et la géomorphologie	Économique, rapide et facile	QAA ne reflète pas les variations saisonnières. exactitude et précision déterminée par l'exactitude des données biologiques	Tessman, 1980
	Single transect Hydraulics-based habitat methods	Hydrologiques	Évaluation d'un flux minimum pour les moments de l'année où les niveaux sont au plus bas	Méthode empirique largement acceptée dans la partie Ouest des USA. Ne requiert aucun jaugeage du cours d'eau	Ne considère aucune autre composante écologique autre que la biologie/habitat. Nécessite une connaissance d'experts pour le choix des transects	Annaer et Conder, 1984
	New England Aquatic Base Flow (ABF) Standard	Hydrologiques	Évaluation des débits en tant que facteur de conservation des organismes aquatiques indigènes	Rapide, économique, facile à comprendre	Basée sur l'hydrologie de la Nouvelle Angleterre, donc difficilement exportable. Ne prend pas en compte directement la géomorphologie, la biologie ou la qualité des eaux	Larsen, 1981
Méthodes hydrauliques et géo-morphologiques	Modèles hydrauliques à 2 dimensions	Hydrauliques	Simulation des profondeurs et des vitesses du courant d'un cours d'eau, pouvant être reliée à des modélisations d'habitats	Simulations possibles des flux dans des environnements complexes, production de cartes d'habitats précis, nécessite peu de points de mesures bathymétriques	Nécessité d'une calibration pour éviter les erreurs dans les prédictions	Leclerc <i>et al.</i> , 1995
	Chanel Maintenance Flows in Gravel-Bed Streams	Données de flux, de sédiments, de la géomorphologie du chenal	Calcul du transport de sédiments pour conserver un canal en l'état	Basé sur des observations empiriques de cours d'eau à fond graveleux	Nombre de situations sortent du cadre de la méthode: lâcher de barrages, restauration de canal...	USFS, 1997

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes hydrauliques et géo-morphologiques	Flushing flows	Données de flux, de sédiments (méthode empirique) ou modélisation	Calcul du flux nécessaire pour remobiliser les sédiments déposés	Méthodes largement utilisées et acceptées.	Uniquement sur les cours d'eau à fond graveleux. Résultats très variables selon le modèle	Reiser <i>et al.</i> , 1998
	Système de classification géomorphique des cours d'eau	Géomorphologie du cours d'eau	Description et regroupements de cours d'eau en fonction de leur morphologie selon 4 niveaux d'études	Généralement accepté. Peut servir dans une classification préliminaire des cours d'eau	Erreurs dans la description peuvent entraîner des erreurs de classifications	Rosgen, 1996
	Hydraulic Engineering Center-6 Model (HEC-6)	Hydrologiques (flux, profondeur, vitesse) et morphologiques (pente)	Simulation de changements dans les profils de rivières sur des longues périodes	Modèle largement accepté et appliqué. Large documentation pour échantillonnage et validation du modèle	Modèle extrêmement complexe, sensible à certains paramètres.	USACE
	Méthode de l'Estuaire/distribution tidal	Hydrologiques et biologiques	Relation entre marées et débits pour maintenir les habitats et les communautés ichthyologiques et végétales des estuaires et des marais salants	Intégration des fluctuations tidales et des débits pour évaluer le débit réservé nécessaire au maintien des conditions actuelles	Niveau d'effort élevé. Pas de prise en compte de la salinité.	Annaer <i>et al.</i> , 2004
	Hydraulic Engineering Center- River Analysis System (HEC-RAS)	Hydrologiques (régime hydraulique) et morphologiques	Modélisation de l'état d'un cours d'eau selon les flux	Modèle largement accepté et appliqué, large documentation pour échantillonnage et validation du modèle	Modèle complexe nécessitant l'intervention d'experts. Nécessité d'identifier clairement les processus physiques et biologiques	USACE
	Méthode de l'inondation du lit majeur (Foodplain Inundation Method)	Données hydrauliques du canal et de la plaine d'inondation d'une rivière	Détermination du flux pour protéger la vie aquatique et les ressources des plaines	Lie la biologie à la connectivité latérale, prise en compte du lit majeur du cours d'eau	Non applicable le reste du temps où la plaine n'est pas inondé. besoin de données historiques	Benke <i>et al.</i> , 2000

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes hydrauliques et géo-morphologiques	Méthode du signal de migration/ Migration Cue Method	Connaissance du flux minimum provoquant la migration, multiplié par 20%	Détermination du flux minimum nécessaire pour stimuler la migration de salmonidés anadromes	Facile d'application	Ne considère que les poissons anadromes. application réduite.	Annaer <i>et al.</i> , 2004
	Méthode de la Barrière à Saumon	Géomorphologiques, hydrologiques, hydrauliques et biologiques	Classement des obstacles comme étant passables ou non en fonction de différents débits	Analyses des contraintes du mouvement des poissons. Nécessité de connaître les capacités de nage des saumons.	La méthode ne s'intéresse pas à d'autres composantes de la rivière ou de la connectivité	Powers and Osborn, 1985
	Évaluation des habitats des communautés riveraines, et concept de restauration (RCHARC)	Hydrologiques	Évaluation de la distribution spatiale et temporelle de profondeur et de vitesse du courant selon différents scénarios	Peut être utilisée pour le suivi des changements à long-terme de l'environnement hydraulique et de la morphologie du cours d'eau	Ne prend pas en compte les besoins des organismes à certaines périodes de l'année	Nestler <i>et al.</i> , 1996
	Plunge pool Method	Hydrauliques et géomorphologiques	Établissement de flux minimum et des régimes hydrologiques dans des cours d'eaux à fort gradient et à grosse granulométrie	Résultats intuitivement plus raisonnables que les modèles hydrauliques/habitats à faibles débits	Applicable uniquement sur les cours d'eaux à fort gradient à fond de bloc et abritant des truites	Washington Department of Fish and Wildlife and Department of Ecology, 1996
	Méthode et approches des influx estuariens basées sur la salinité	Hydrologiques, biologiques et/ou bathymétriques,	Détermination des besoins des influx d'eau douce pour protéger la productivité et les processus estuariens	Prise en compte de la salinité, plusieurs méthodes utilisables	Prérequis d'études intensives sur le long-terme. Problématique des modifications des estuaires lors de tempêtes violentes	Flannery <i>et al.</i> , 2002

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes hydrauliques et géo-morphologiques	Méthode des stations de nourrissage	Hydrauliques	Identification des débits permettant de maximiser le nombre de stations de nourrissage pour la Truite		Méthode très dépendante de l'échelle d'utilisation de l'habitat par le poisson. . globalement supplanté par PHABSIM	Bachman, 1984
Méthodes biologiques et modèles d'habitats	Régressions de Hatfield-Bruce appliquées aux salmonidés de l'Ouest	Hydrauliques et biologiques, basé sur PHABSIM	Estimations des débits maximisant les Aires Pondérées Utiles aux salmonidés	Estimations rapides	Utilisation limité à l'ouest des USA et du Canada. Ne prend pas en compte la géométrie du canal et les conditions hydrauliques	Hatfield et Bruce, 2000
	Modèle de débits réservés de Pennsylvanie/Maryland (PMIFM)	Hydrauliques et Biologiques, basé sur PHABSIM	Évaluation des impacts de prélèvements d'eau sur l'habitat physique de la truite	Méthode flexible, adapté aux calculs de routines de débits réservés, de lâchers et de prélèvements d'eau	Utilisation limitée géographiquement, centré sur une espèce précise. Relation entre perte d'habitat et réponse de la population non prise en compte	Denslinger <i>et al.</i> , 1998
	Méthode de corrélation écoulement-réponses biologiques	Biologiques et hydrologiques	Mise en relation des données biologiques ou de qualité d'habitat et l'hydrologie ou toute autre composante.	Recommandations de débits rationnelles et crédibles en cas de grandes tailles d'échantillons	N'identifie que les conséquences du flux et la réponse biologique. sans indiquer directement le débit à protéger	Annaer <i>et al.</i> , 2004
	Indice d'intégrité biologique poissons (IBI) et macroinvertébrés (B-IBI)	Biologiques	Détermination d'un indice multi-métrique pour l'évaluation de l'intégrité d'un site	Répandu et généralement acceptée	Adaptations majeures pour être exportée. Ne peut être utilisée pour recommander de débits réservés.	Fausch <i>et al.</i> , 1984

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes biologiques et modèles d'habitats	Évaluation de la communauté de poissons-cibles	Biologiques	Description d'un modèle de communautés de poissons, par comparaison avec la communauté lorsque le flux et l'intégrité biologique sont maintenues	Données aisées à obtenir, méthode centrée sur des poissons communs sans contraintes de présence d'espèces rares	Ne peut être utilisée pour des très grandes rivières ou des très petits cours d'eau. Sensibilité de la méthode inconnue	Bain et Meixler, 2000
	Washington Toe-of-Bank-Width Method	Géomorphologiques, hydrologiques et biologiques	Détermination de flux suffisant pour fournir des habitats de reproduction et le maintien des salmonidés anadromes	Requiert un effort minimum. Résultats cohérents	Méthode mal adaptée pour les cours d'eau de petites et de très grandes tailles, et géographiquement limitée	Collings <i>et al.</i> , 1972
	Simulation de l'Habitat Physique (PHABSIM)	Hydrauliques et biologiques	Quantification de la quantité de microhabitat utilisable pour un stade de vie d'une espèce donnée en fonction du débit	Permet l'identification et la quantification des aires convenables ou non au développement d'une espèce selon le débit	N'évalue que l'aspect spatial des variables hydrauliques. Ne prend pas en compte les changements du canal en cas de fort débit, ni les effets de la température	Milhou <i>et al.</i> , 1990
	Simulateur du MesoHabitat (MesoHASBIM)	Hydrauliques et biologiques	Principes identiques à PHABSIM mais à l'échelle du mésohabitat	Permet l'évaluation de grands segments de rivières. Alternative viables aux modèles basés sur le microhabitat	Méthode encore en développement	Parasiewicz 2001
	HABSCORE	Hydrauliques et biologiques	Quantification de la quantité de microhabitat utilisable pour 5 combinaisons espèces de salmonidés/stade de vie	Très efficace pour les jeunes de l'année, et dans son aire d'application	Efficacité relative pour les saumons >0+	Milner <i>et al.</i> , 1998

	Méthodes	Type de paramètres	Principes	Avantages	Limitations et contraintes	Articles de références
Méthodes biologiques et modèles d'habitats	CASiMiR	Hydrauliques et biologiques	Principes identiques à PHABSIM à l'aide de la logique floue	Avantages de la logique floue. Ajout de paramètres supplémentaires possible aisément. Cartographie réalisable	Validation difficile à réaliser. Publications limitées	Jorde <i>et al.</i> , 2001
	Evha	Hydrauliques et biologiques	Principes identiques à PHABSIM	Modélisation de 24 espèces de poissons. Production d'une Aire Pondérée Utile	Nécessité d'un long travail de terrain. Développement abandonné.	Ginot, 1998
	Estimhab	Hydrauliques et biologiques	Principes identiques à PHABSIM	Permet de travailler sur des guildes. Protocole plus simple qu'Evha	Ne produit pas de cartographie fine	Sabaton, 2003



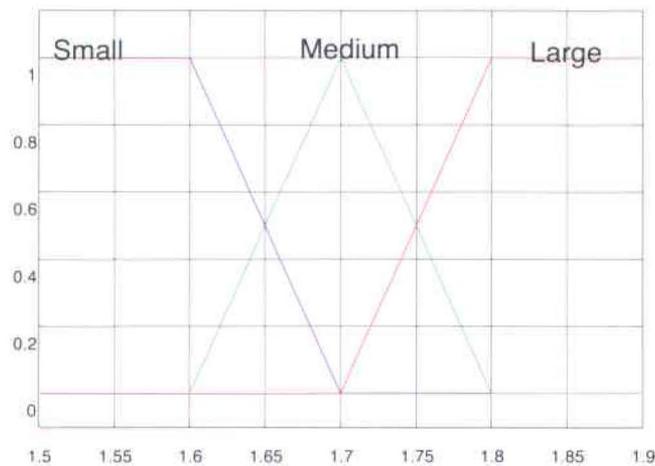
A3. Document de recueil des connaissances d'experts



Modélisation des habitats du saumon à

l'aide de la logique floue

Document de travail expert



Sous la responsabilité de:

André Saint-Hilaire, INRS, Centre ETE, Québec, QC, Canada

Richard Cunjak, University of New Brunswick, Fredericton, NB, Canada

Julien Mocq

Doctorant, INRS, Québec, QC, Canada

Julien.mocq@ete.inrs.ca

Décembre, 2010

Les débits réservés (quantité d'eau à laisser couler en aval des barrages) sont souvent estimés à partir de modèles de préférences d'habitat pour une espèce de poisson jugée représentative de l'écosystème. On modélise le changement dans les variables physiques d'habitat (vitesse, profondeur de l'eau, diamètre du substrat) en fonction des changements de débits proposés et en fonction des préférences de l'espèce choisie, représentée par l'indice de qualité de l'habitat (habitat suitability indices, HSI). Les modèles ainsi développés sont difficilement exportables à des cours d'eau autres que celui pour lequel ils ont été créés.

Dans ce projet, nous avons développé des modèles de préférence d'habitat pour les alevins de moins d'un an, les tacons et les adultes en période de reproduction. La logique floue est utilisée pour incorporer dans le modèle la connaissance de biologistes experts dans les préférences d'habitat. Le présent document a pour objectif la présentation succincte de la méthode de logique floue et l'acquisition des connaissances des experts.

I. BRÈVE INTRODUCTION À LA LOGIQUE FLOUE

La logique floue a été développée pour représenter des connaissances imprécises et incertaines en statistiques. Les ensembles flous sont des fonctions simples décrivant un degré d'appartenance d'une variable à une catégorie donnée. Ces ensembles sont utilisés avec des règles floues qui définissent la façon dont ces ensembles se combinent entre eux.

Les variables, dites *linguistiques*, définissent un certain nombre de catégories pour chaque variable d'habitat physique considérée (comme par exemple la profondeur, la vitesse du courant ou la taille des éléments du substrat). Ces catégories sont définies simplement par des adjectifs du type faible/moyen/haut ou pauvre/moyen/riche, représentant chacune des plages de valeurs précises (Shepard, 2005).

La qualité de l'habitat est déterminée par des règles qui ont l'avantage d'être, dans le cadre de l'approche floue, exprimées verbalement par le biais des variables linguistiques (exemple de règle : *si la profondeur est faible, le courant faible et la taille du substrat fine alors la qualité de l'habitat est moyenne*). Les différentes combinaisons des variables approchent la manière humaine de penser et de communiquer (Schneider & Jorde, 2003).

II. CONFECTION DES SYSTÈMES FLOUS

La première étape dans la confection des systèmes flous pour l'évaluation de la qualité d'un habitat est l'acquisition des avis d'experts sur les préférences du saumon. Et vous êtes l'un de ces experts!

Les ensembles flous et les règles flous sont nos bases de travail qui nécessitent votre avis de spécialiste. Laissez-nous vous les présenter.

1. Ensembles flous

Les ensembles flous sont des fonctions simples, linéaires ou non, définissant un degré d'appartenance d'une plage de valeurs d'une variable à une catégorie prédéfinie. Ce degré d'appartenance est quantifié par une fonction d'appartenance, variant d'une valeur 0 (la valeur n'appartient pas à la catégorie) à 1 (La valeur appartient pleinement à la catégorie). Plusieurs fonctions simples peuvent être sélectionnées par l'expert : linéaire décroissante, linéaire croissante, triangulaire ou trapézoïdal (Fig.1). Des fonctions non-linéaires, telles que des courbes exponentielles ou gaussiennes, peuvent être utilisées. Chaque fonction est déterminée par deux à quatre paramètres qui définissent les bornes des fonctions et la vitesse de leur croissance/décroissance (Voir ci-après; $a1$, $a2...$).

Pour chaque variable, trois catégories sont déterminées (comme par exemple Faible/Moyenne/Forte) et chaque catégorie va avoir ses fonctions d'appartenance sur un même graphique (Fig.2). Pour chaque valeur donnée d'une variable, la somme des valeurs d'appartenance sera systématiquement égale à 1. En d'autres termes, lorsqu'une fonction d'appartenance atteindra la valeur 1, les autres fonctions auront nécessairement la valeur 0.

Ainsi, les étapes de la construction des fonctions d'appartenance sont:

- Le choix d'une fonction la plus adéquate pour décrire la catégorie de la variable considérée
- La définition des bornes de chaque ensemble flou (Limites supérieures et inférieures, début et fin du plateau pour la fonction trapézoïdale...)

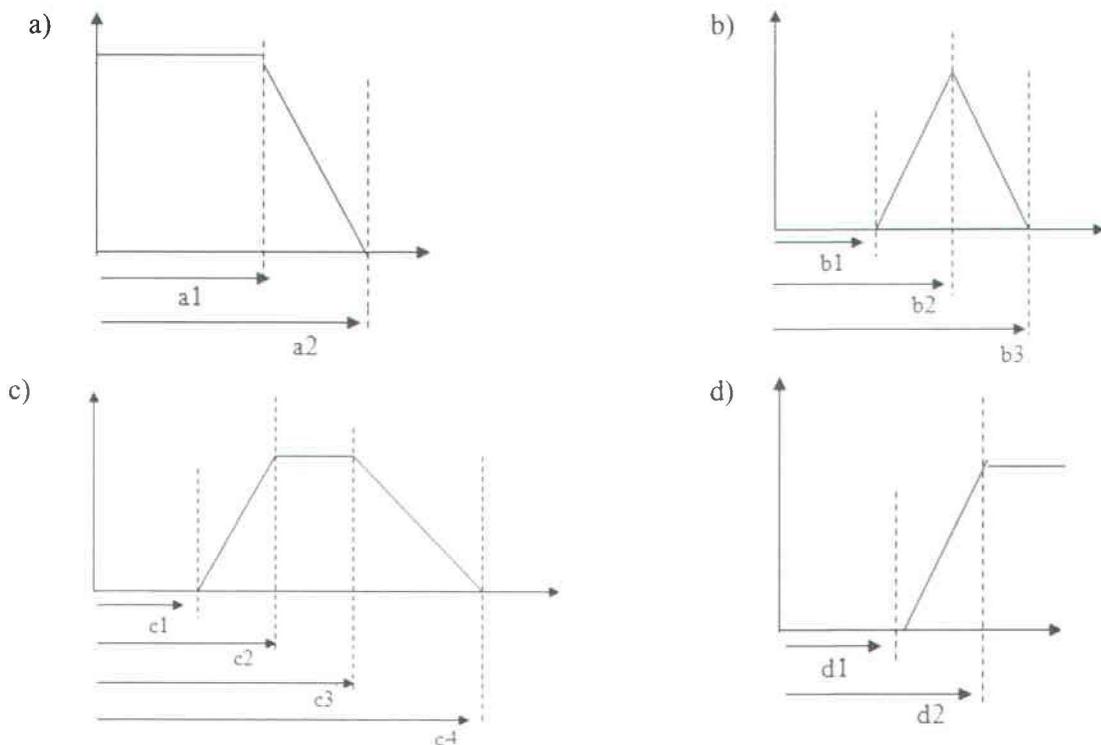


Fig.1: Fonctions linéaire décroissante (a), triangulaire (b), trapézoïdale (c) et croissante linéaire (d), et les paramètres les définissant.

Vous aurez à remplir trois tables (une pour les alevins de l'année, une pour les tacons et une dernière pour les adultes en période de reproduction) avec les valeurs des paramètres des fonctions d'appartenance de chaque variable. Les variables sélectionnées sont : la Taille du substrat (en mm) pour les catégories « Fine », « Moyenne » et « Grossière », la Profondeur en mm pour les catégories « Superficielle », « Moyenne » et « Profonde », la Vitesse du courant pour les catégories « Lente », « Moyenne » et « Rapide » et enfin, l'Indice de qualité de l'habitat (HSI) pour les catégories « Pauvre », « Moyen » et « Élevé », définies en fonction du stade de vie considéré (Une profondeur considérée « Faible » sera différente si on parle d'un tacon ou d'un adulte frayant).

Marche à suivre pour remplir facilement les tableaux:

Dans un premier temps, intéressons-nous à la taille du substrat pour des valeurs, par exemple, de 1,5 à 1.9 cm (Tab.1 and Fig.2). Le plus facile est de commencer par la catégorie « Medium ». Tout d'abord, il faut choisir si nous utiliserons une fonction trapézoïdale ou pyramidale, selon que nous considérons que la catégorie « Medium » est clairement représentée par une valeur précise (donnant un pic) ou par une fourchette de valeur (donnant un plateau). Dans notre

exemple, nous considérerons que, de notre « avis d'expert », seule la valeur 1,7cm représente la catégorie « Moyenne », définissant $b2=1,7$ (Degré d'appartenance=1). Si nous avons choisi un plateau, nous aurions déterminé les bornes du plateau ($c2$ et $c3$).

Laissons là la catégorie « Moyenne » pour nous intéresser à la catégorie « Faible », définie par une fonction linéaire décroissante. Jusqu'à quelle taille considérons-nous un substrat comme étant clairement « faible » (limite du degré d'appartenance=1)? Nous dirons jusqu'à 1,5cm, soit notre valeur $a1$. Sachant que les fonctions sont interdépendantes, $a1$ nous donne automatiquement la valeur de $b1$ (ou $c1$ si c'est une fonction trapézoïdale) de degré d'appartenance=0, et $b2$ donne la valeur de $a2$. En effet, à la valeur $a1$, le degré d'appartenance de la catégorie « Faible » diminue alors que la fonction de la catégorie « Moyenne » commence à croître jusqu'à atteindre le plateau en $b2$, qui est la même valeur que $a2$: la somme des deux fonctions est toujours égale à 1.

Tab.1: Exemple d'une table complétée avec les valeurs de chaque paramètre des fonctions

	Catégorie	Paramètres de la fonction linéaire décroissante		Paramètres de la fonction triangulaire			Paramètres de la fonction trapézoïdale				Paramètres de la fonction linéaire croissante	
		a1	a2	b1	b2	b3	c1	c2	c3	c4	d1	d2
Taille du substrat (cm)	Fine	1.6	1.7									
	Moyenne			1.6	1.7	1.8						
	Grossière										1.7	1.8
Profondeur (cm)	Superficielle	A	B									
	Moyenne						A	B	C	D		
	Profonde										C	D

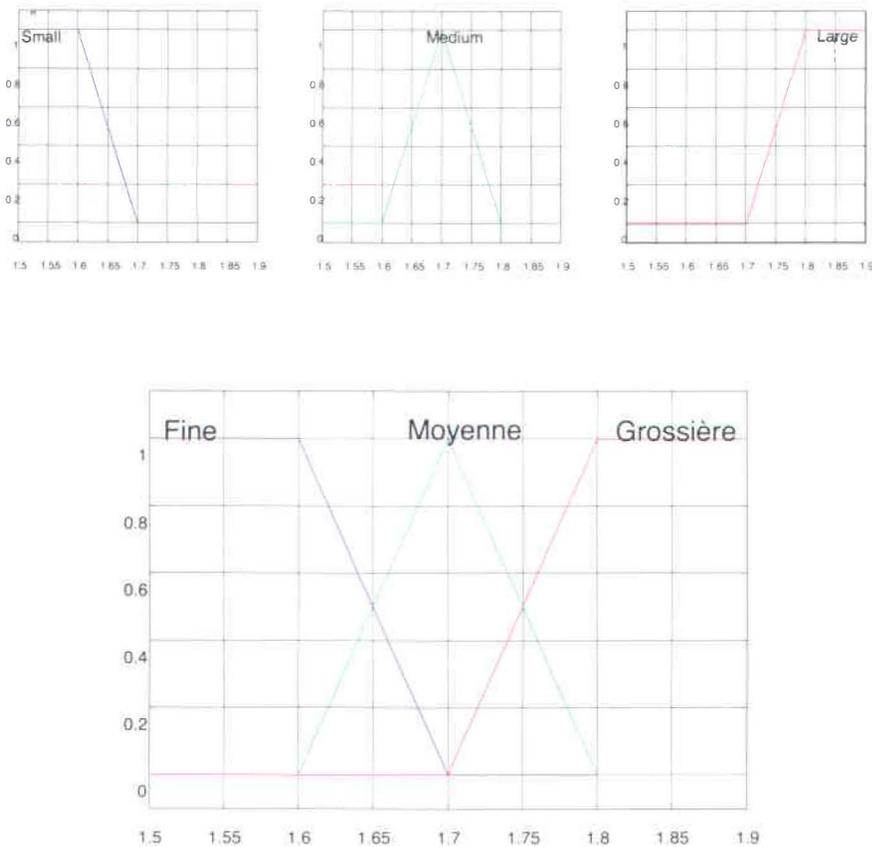


Fig.2: Exemple de graphique issu de Tab.1, catégorie par catégorie (Haut) et combinées (Bas)

Il en est de même pour la dernière catégorie, « Grossière », définie par une fonction linéaire croissante (continué d'un plateau infini). A partir de quelle valeur considérons-nous le substrat comme étant indéniablement grossier par rapport au stade de vie donné? Nous choisissons la valeur $d2=1,8cm$. Avec le jeu des interdépendances, $d2$ est la même valeur que $b3$, la limite de la fonction « Moyenne », et $d1$ était déjà déterminée par la valeur $b2$.

Notez qu'en lieu et place de la fonction triangulaire de la catégorie « Moyenne », une fonction trapézoïdale aurait pu tout autant être choisie, nécessitant alors quatre paramètres, $c1$, $c2$, $c3$ et $c4$, déterminant les limites de la fonction ($c1$ et $c4$) et les limites du plateau ($c2$ et $c3$) (voir Tab.1 : Profondeur). Le choix de la fonction est uniquement du ressort de l'expert, selon qu'il considère que telle ou telle fonction décrit au mieux l'évolution du degré d'appartenance.

Enfin, il se peut qu'en fonction de votre expérience, vous soyez assuré de vos connaissances pour les préférences d'habitat d'un stade de vie donné, mais moins pour les préférences d'un autre stade. Remplissez l'indice de confiance dans le coin supérieur droit des tableaux : plus fort est l'indice, meilleure est votre confiance.

1. Règles floues

Les règles floues permettent la combinaison de différents ensembles de variables (Profondeur, Taille du substrat and Vitesse du courant) à l'aide d'opérateurs du type SI-ALORS (IF-THEN) pour obtenir un quatrième ensemble flou (HSI).

Pour le second type de tableau, nous avons besoin de vous pour estimer la catégorie d'Indice de qualité de l'habitat (HSI) pour toutes les combinaisons possibles des catégories des trois variables physiques, et ce pour chaque stade de vie du saumon étudié. Au total, ce sont 27 règles du type SI-ALORS par stade de vie pour lesquels il faut déterminer si l'indice de qualité de l'habitat est « Pauvre », « Moyen » ou « Élevé ».

Il est possible que certaines combinaisons soient jugées aberrantes et qui ne se retrouveront probablement jamais dans la réalité, comme un substrat de taille faible dans un courant rapide. Cela n'aura pas d'influence sur la bonne marche et la justesse du modèle : ces règles ne seront simplement jamais utilisées. La principale difficulté est simplement pour vous, experts, d'imaginer une telle combinaison et la qualité d'habitat qui en résulterait.

Par exemple, soit la règle N°17 (tab.2):

```
SI la taille du substrat est Moyenne
  ET SI la vitesse du courant est Rapide
    ET SI la profondeur est Moyenne
  ALORS, à mon avis, le HSI est Moyen
```

(Ou Faible, ou Élevé selon votre expertise)

Ainsi, pour chaque combinaison possible de variables, une catégorie de HSI est déterminée, représentant la qualité de l'habitat en fonction de conditions environnementales spécifiques.

Tab.2: Exemple de règles complétées pour un des ensembles de conditions

Règle N°	Taille de substrat	Vitesse du courant	Profondeur	Indice de Qualité d'Habitat HSI (Pauvre OU Moyen OU Élevé)
17	Moyenne	Rapide	Moyenne	Moyen
18	Moyenne	Rapide	Profonde	Pauvre

III. EXPÉRIENCES ET REPRÉSENTATION DE L'EXPERT

Nous espérons constituer un groupe d'experts aussi large que possible. Cependant, chaque expert a une expérience qui lui est propre, déterminant une conception personnelle de la représentation d'une « rivière ». Ainsi, nous essayerons dans un second temps de voir si des expériences similaires ou très différentes conduisent à des modèles comparables ou non. Pour cela, veuillez, pour finir, répondre aux 3 courtes questions posées ci-dessous :

- De quelle(s) source(s) provient votre connaissance du saumon : littérature, travail de terrain, les deux en proportion égale?
.....
.....
- Quelle est l'étendue géographique des rivières auxquelles vous avez pensé en faisant l'exercice?
.....
.....
- A quoi pensez-vous en entendant le terme « rivière » ? A quel type de rivières avez-vous pensé en faisant l'exercice? (petit ruisseau, grand fleuve, ...)
.....
.....

Nous apprécions très sincèrement l'aide et l'investissement d'experts tels que vous, sans lesquels ce projet ne saurait aboutir. Sauf une objection de votre part, nous tiendrons à vous remercier dans les publications futures en rapport avec ce projet.

Avec tous nos remerciements.

Référence:

Ahmadi-Nedushan B., St-Hilaire A., Bérubé M., Ouarda T.B.M.J. & É. Robichaud (2008) Instream flow determination using a multiple input fuzzy-based rule system: a case study, *River Research and Applications*, **24** 279-292

Kerle F., Zollner F., Kappus B., Marx W. & J. Giesecke (2001) *Fish habitat and vegetation modelling in floodplains with Casimir*. CFR project report 13, IWS. University of Stuttgart.

Schneider M. & K. Jorde (2003) *Fuzzy-Rule Based Models for the Evaluation of Fish Habitat Quality and Instream Flow Assessment*. Proc. International IFIM Users Workshop, June 1-5, Ft. Collins, Colorado, 22 p.

Shepard R.B. (2005) *Quantifying Environmental Impact Assessments Using Fuzzy Logic*, United States of America: Springer

Table 1a: Fonctions d'appartenance pour les alevins de l'année (*Young-Of-Year*) /10

	Catégorie	Paramètres de la fonction linéaire décroissante		Paramètres de la fonction triangulaire			Paramètres de la fonction trapézoïdale				Paramètres de la fonction linéaire croissante	
		a1	a2	b1	b2	b3	c1	c2	c3	c4	d1	d2
Taille du Substrat (Diamètre moyen en mm)	Fine											
	Moyenne											
	Grossière											
Vitesse du courant (en m/s)	Lente											
	Moyenne											
	Rapide											
Profondeur (en mm)	Superficielle											
	Moyenne											
	Profonde											
Indice de Qualité d'Habitat (HSI) (Entre 0-1)	Pauvre											
	Moyenne											
	Élevé											

Table 1b: Fonctions d'appartenance pour les tacons

/10

	Catégorie	Paramètres de la fonction linéaire décroissante		Paramètres de la fonction triangulaire			Paramètres de la fonction trapézoïdale				Paramètres de la fonction linéaire croissante	
		a1	a2	b1	b2	b3	c1	c2	c3	c4	d1	d2
Taille du Substrat (Diamètre moyen en mm)	Fine											
	Moyenne											
	Grossière											
Vitesse du courant (en m/s)	Lente											
	Moyenne											
	Rapide											
Profondeur (en mm)	Superficielle											
	Moyenne											
	Profonde											
Indice de Qualité d'Habitat (HSI) (Entre 0-1)	Pauvre											
	Moyenne											
	Élevé											

Table 1c: Fonctions d'appartenance pour les adultes en période de reproduction

/10

	Catégorie	Paramètres de la fonction linéaire décroissante		Paramètres de la fonction triangulaire			Paramètres de la fonction trapézoïdale				Paramètres de la fonction linéaire croissante	
		a1	a2	b1	b2	b3	c1	c2	c3	c4	d1	d2
Taille du Substrat (Diamètre moyen en mm)	Fine											
	Moyenne											
	Grossière											
Vitesse du courant (en m/s)	Lente											
	Moyenne											
	Rapide											
Profondeur (en mm)	Superficielle											
	Moyenne											
	Profonde											
Indice de Qualité d'Habitat (HSI) (Entre 0-1)	Pauvre											
	Moyenne											
	Élevé											

Table 2a: Ensemble des règles floues pour les alevins de l'année (*Young-Of-Year*)

/10

Règle N°	Taille du Substrat	Vitesse	Profondeur	HSI
1	Fine	Lente	Superficielle	
2	Fine	Lente	Moyen	
3	Fine	Lente	Profonde	
4	Fine	Moyenne	Superficielle	
5	Fine	Moyenne	Moyen	
6	Fine	Moyenne	Profonde	
7	Fine	Rapide	Superficielle	
8	Fine	Rapide	Moyen	
9	Fine	Rapide	Profonde	
10	Moyenne	Lente	Superficielle	
11	Moyenne	Lente	Moyen	
12	Moyenne	Lente	Profonde	
13	Moyenne	Moyenne	Superficielle	
14	Moyenne	Moyenne	Moyen	
15	Moyenne	Moyenne	Profonde	
16	Moyenne	Rapide	Superficielle	
17	Moyenne	Rapide	Moyen	
18	Moyenne	Rapide	Profonde	
19	Grossière	Lente	Superficielle	
20	Grossière	Lente	Moyen	
21	Grossière	Lente	Profonde	
22	Grossière	Moyenne	Superficielle	
23	Grossière	Moyenne	Moyen	
24	Grossière	Moyenne	Profonde	
25	Grossière	Rapide	Superficielle	
26	Grossière	Rapide	Moyen	
27	Grossière	Rapide	Profonde	

Table 2b: Ensemble des règles floues pour les tacons

/10

Règle N°	Taille du Substrat	Vitesse	Profondeur	HSI
1	Fine	Lente	Superficielle	
2	Fine	Lente	Moyen	
3	Fine	Lente	Profonde	
4	Fine	Moyenne	Superficielle	
5	Fine	Moyenne	Moyen	
6	Fine	Moyenne	Profonde	
7	Fine	Rapide	Superficielle	
8	Fine	Rapide	Moyen	
9	Fine	Rapide	Profonde	
10	Moyenne	Lente	Superficielle	
11	Moyenne	Lente	Moyen	
12	Moyenne	Lente	Profonde	
13	Moyenne	Moyenne	Superficielle	
14	Moyenne	Moyenne	Moyen	
15	Moyenne	Moyenne	Profonde	
16	Moyenne	Rapide	Superficielle	
17	Moyenne	Rapide	Moyen	
18	Moyenne	Rapide	Profonde	
19	Grossière	Lente	Superficielle	
20	Grossière	Lente	Moyen	
21	Grossière	Lente	Profonde	
22	Grossière	Moyenne	Superficielle	
23	Grossière	Moyenne	Moyen	
24	Grossière	Moyenne	Profonde	
25	Grossière	Rapide	Superficielle	
26	Grossière	Rapide	Moyen	
27	Grossière	Rapide	Profonde	

Table 2c: Ensemble des règles floues pour les adultes en période de reproduction /10

Règle N°	Taille du Substrat	Vitesse	Profondeur	HSI
1	Fine	Lente	Superficielle	
2	Fine	Lente	Moyen	
3	Fine	Lente	Profonde	
4	Fine	Moyenne	Superficielle	
5	Fine	Moyenne	Moyen	
6	Fine	Moyenne	Profonde	
7	Fine	Rapide	Superficielle	
8	Fine	Rapide	Moyen	
9	Fine	Rapide	Profonde	
10	Moyenne	Lente	Superficielle	
11	Moyenne	Lente	Moyen	
12	Moyenne	Lente	Profonde	
13	Moyenne	Moyenne	Superficielle	
14	Moyenne	Moyenne	Moyen	
15	Moyenne	Moyenne	Profonde	
16	Moyenne	Rapide	Superficielle	
17	Moyenne	Rapide	Moyen	
18	Moyenne	Rapide	Profonde	
19	Grossière	Lente	Superficielle	
20	Grossière	Lente	Moyen	
21	Grossière	Lente	Profonde	
22	Grossière	Moyenne	Superficielle	
23	Grossière	Moyenne	Moyen	
24	Grossière	Moyenne	Profonde	
25	Grossière	Rapide	Superficielle	
26	Grossière	Rapide	Moyen	
27	Grossière	Rapide	Profonde	



A4. Code Matlab de la modélisation de l'habitat de reproduction

Code matlab	Commentaires explicatifs
<pre>[DATA_PK34 B] = xlsread('PK_34_FRAYE_NEW_apu.xls'); NCells=85; NSection=10; index1=find(isfinite(DATA_PK34(:,end))); DATA=DATA_PK34(index1,2:end); N=DATA(:,1); IS=DATA(:,13); H=DATA(:,3); V=DATA(:,9); SUP=DATA(:,12); IP=DATA(:,14);IV=DATA(:,15); IG=DATA(:,16); wua_g=DATA(:,17); index2=find(isfinite(DATA_PK34(:,1)) & isfinite(DATA_PK34(:,3))); Coord=DATA_PK34(index2,1:4); X=Coord(1:85,1);Y=Coord(1:85,2); S=zeros(size(IS)); IS_cat=unique(IS);</pre>	Chargement des fichiers de données et attribution de noms de variables aux colonnes de la matrice
<pre>[Substrate_data B]= xlsread('Substrate_indice_diameters_fraye r_new.xls'); IS_cat_all=Substrate_data(:,1); S_cat_all=Substrate_data(:,2); for i=1:length(IS_cat) S(find(IS==IS_cat_all(i)))=S_cat_all(i); end</pre>	Extraction des données d'indices de substrat
<pre>U(:,1)=S; U(:,2)=V; U(:,3)=H;</pre>	Création de la matrice U regroupant les données des 3 variables environnementales
<pre>HSI1 = readfis('Frayer_LB.fis'); HSI2 = readfis('Frayer_FL.fis'); [...] HSI29 = readfis('Frayer_NB.fis');</pre>	Chargement des fichiers des ensembles et règles flous de chaque expert

```
[Y1, IRR1, ORR1, ARR1] = EVALFIS(U, HSI1);
[Y2, IRR2, ORR2, ARR2] = EVALFIS(U, HSI2);
[...]
[Y29, IRR29, ORR29, ARR29] =
EVALFIS(U, HSI29);
```

Utilisation des données
environnementales dans les
ensembles et règles flous de
chaque expert

```
index=find(H==0);
Y1(index)=0;
Y2(index)=0;
[...]
Y29(index)=0;
```

```
for k=0:NSection-1
    for i=1:24
        APU_LB(i, k+1)=sum(Y1(k*NCells*24+NCells*
            (i-1)+1:k*NCells*24+NCells*i)
            .*SUP(k*NCells*24+NCells*(i-
            1)+1:k*NCells*24+NCells*i));
```

Boucle de calcul des valeurs
d'APU (Aires Pondérées
Utiles) sur l'ensemble du
tronçon considéré, pour
chaque expert

```
        APU_FL(i, k+1)=sum(Y2(k*NCells*24+NCells*
            (i-
            1)+1:k*NCells*24+NCells*i) .*SUP(k*NCells*
            24+NCells*(i-1)+1:k*NCells*24+NCells*i));
        [...]
```

```
        APU_NB(i, k+1)=sum(Y29(k*NCells*24+NCells*
            (i-
            1)+1:k*NCells*24+NCells*i) .*SUP(k*NCells*
            24+NCells*(i-1)+1:k*NCells*24+NCells*i));
    end
end
```

```
SUMAPU.mean=mean([SUMAPU.CB'
SUMAPU.FC' [...] SUMAPU.NB']');
SUMAPU.max=max([SUMAPU.CB' SUMAPU.FC'
[...] SUMAPU.NB']');
SUMAPU.min=min([SUMAPU.CB' SUMAPU.FC'
[...] SUMAPU.NB']');
```

Détermination des valeurs
moyennes, maximales et
minimales d'APU

```
MaxV=max(SUMAPU.max);
```

```
plot(0:50:1200, SUMAPU.NG/MaxV, 'ro-');hold
on;
plot(0:50:1200, SUMAPU.FS/MaxV, 'ms-');hold
on;
[...]
plot(0:50:1200, SUMAPU.NB/MaxV, 'mx-');hold
on;
```

Tracé des courbes issues des
valeurs standardisées d'APU
pour chaque expert

```

x=0:50:1200;
APUSCB=SUMAPU.CB/MaxV;
APUSFC=SUMAPU.FC/MaxV;
[...]
APUSNB=SUMAPU.NB/MaxV;

plot(x,APUSCB,'g-^'), hold on;
plot(x,APUSFC,'b-x'), hold on;
[...]
plot(x,APUSNB,'k:*');hold on;
legend('expert1',
'expert2',[...], 'expert29' )

names={'splCB'};
ylabel('SUMAPU/MaxV')
xtick = get(gca,'Xtick');
set(gca,'xtick',[])

splCB = csapi(x,APUSCB);
splFC = csapi(x,APUSFC);
[...]
splNB = csapi(x,APUSNB);

```

Interpolation d'une spline aux
valeurs d'APU, expert par
expert

```

plot(x,APUSCB,'g-^'), hold on;
plot(x,APUSFC,'b-x'), hold on;
[...]
plot(x,APUSNB,'k:*');hold on;
legend('expert1',
'expert2',[...], 'expert29' )

names={'splCB'};
ylabel('SUMAPU/MaxV')
xtick = get(gca,'Xtick');
set(gca,'xtick',[])

splCB = csapi(x,APUSCB);
splFC = csapi(x,APUSFC);
[...]
splNB = csapi(x,APUSNB);

names{end} = 'Expert1'; fnplt(splCB,'g-
',1)
names{end+1} = 'Expert2'; fnplt(splFC,'b-
',1)
[...]
names{end+1} = 'Expert29';
fnplt(splNB,'k:',1)

legend(names{:}); hold off
set(gcf,'NextPlot','replace')

```

Tracé des splines et
dénomination des courbes en
légende

```
x=1:1200;
j=1:1200;
B=[fnval(splCB,j); fnval(splFC,j); [...];
fnval(splNB,j)];
```

Détermination des valeurs
d'APU par incrément d'1 m³/s
pour chaque expert, et calcul
des valeurs de la courbe
médiane

```
MedianeB=median(B);
```

```
for i= 1:1200
    B=[fnval(splCB,i); fnval(splFC,i); [...];
fnval(splNB,i)];
    ci(:,i)=bootci(20000,@median,B);
end
```

Boucle de bootstrap et calcul
des limites basse et haute de
l'intervalle de confiance

```
Legend('IC_L_i_m_i_t_e_h_a_u_t_e',
'Médiane','IC_L_i_m_i_t_e_b_a_s_s_e')
axis([0 1200 0 1])
ylabel('APU standardisées')
xlabel('Débit (m3/s)')
haut=ci(2,:);
bas=ci(1,:);
```

Tracé des courbes médianes et
des limites de l'intervalle de
confiance