



HAL
open science

Comment réguler les pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique ?

Clément Lebot

► **To cite this version:**

Clément Lebot. Comment réguler les pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique?. Sciences et techniques des pêches. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2021. Français. NNT : 2021PAUU3059 . tel-03711388v2

HAL Id: tel-03711388

<https://theses.hal.science/tel-03711388v2>

Submitted on 1 Jul 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE

Présentée en vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR

Présentée et soutenue par :
Clément LEBOT le 19/01/2021

Comment réguler les pêcheries récréatives
bretonnes de saumon atlantique ?

Ecole doctorale / Spécialité :

EDD 211 : Sciences exactes et leurs applications

Physiologie et Biologie des Organismes – Population – Interaction

Unité de recherche :

UMR 1224 Ecologie Comportementale et Biologie des Populations de Poissons

Directeur de thèse :

Etienne Prévost

Jury

Eric Parent (rapporteur)

Hilaire Drouineau (rapporteur)

Stephanie Mahevas (examinatrice)

Matthieu Guillemain (examinateur)

Etienne Prévost (Directeur de thèse)

PARTENAIRES



RESUME FRANCAIS

Le déclin généralisé des ressources halieutiques à partir du début des années 80 a incité les scientifiques et les gestionnaires des pêcheries à développer des méthodes quantitatives d'évaluation pour améliorer leur gestion. Ces méthodes ont permis de justifier des politiques de diminution drastique de la pression de pêche qui ont été bénéfiques à beaucoup de ressources. Le développement et l'utilisation de ces méthodes ont été amorcés par les grandes pêcheries commerciales océaniques. Elles reposent sur des suivis à long terme, des procédures analytiques complexes et nécessitent des mises à jour fréquentes pour ajuster les mesures de régulation en fonction de l'état de la ressource. Ces méthodes sont rarement appliquées aux petites pêcheries continentales qui sont par nature très différentes de leurs pendantes océaniques. La diversité et la complexité de ces pêcheries, dominées par des pratiques artisanales ou récréatives, rend l'application de telles méthodes plus délicates.

L'objectif de ce projet de thèse est d'élaborer une méthode d'évaluation quantitative des performances de différents scénarios de régulation des pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique. La démarche de modélisation statistique entreprise valorise l'ensemble de données très diverses collectées depuis la fin des années 80 sur chacune des 18 populations de saumon ciblées par ces pêcheries afin de simuler leur dynamique spécifique sous différents scénarios de régulation. Le cadre statistique bayésien utilisé a facilité l'intégration des principales sources d'incertitudes relatives à ces simulations. Les performances en matière de conservation ont été évaluées à partir d'une nouvelle définition simple et claire de la conservation proposée dans le cadre de cette thèse et adoptée par les gestionnaires bretons. La méthode d'évaluation élaborée vise à faciliter et alimenter le dialogue avec et entre les acteurs de la gestion pour éclairer leur prise de décision. Dans cette optique, la méthode choisie se base sur des règles de décision aisément compréhensibles et elle permet d'obtenir un sous-ensemble de scénarios « les plus performants », qui laisse une latitude aux acteurs de la gestion dans le choix final qu'ils auront à opérer.

Les résultats obtenus montrent que la conservation n'est pas respectée, même en l'absence de prélèvement par la pêche sur au moins une rivière. Néanmoins dans la majorité des cas, le système de régulation actuel est compatible avec la conservation. Ce travail de thèse, mené à l'échelle d'un ensemble régional tel que la Bretagne, constitue une première pour le saumon atlantique au travers de son aire de répartition. Il pourrait être étendu à d'autres entités spatiales car la méthodologie peut s'appliquer et s'ajuster facilement à différents contextes. Ce travail a permis de mettre en évidence que l'intensité d'exploitation actuelle des pêcheries récréatives ne constituait pas une menace substantielle pour le saumon en Bretagne. Pour mieux comprendre les différentes menaces et leurs impacts sur les populations bretonnes, il faudrait s'orienter vers une gestion plus écosystémique de la ressource.

RESUME ANGLAIS

The widespread decline in fishery resources from the early 1980s prompted scientists and fisheries managers to develop quantitative assessment methods to improve their management. These methods have made it possible to justify policies of drastic reduction in fishing pressure which have had a positive impact on many resources. The development and use of these methods have been spearheaded in large-scale, commercial marine fisheries. They are based on long-term monitoring, complex analytical procedures and require frequent updating of assessments to adjust regulatory measures according to the state of the resource. These methods are rarely applied to small inland fisheries which are inherently very different from their marine counterparts. The diversity and complexity of these fisheries, dominated by artisanal or recreational practices, makes the application of such methods more challenging. The objective of this thesis is to develop a method for the quantitative evaluation of the performance of different regulatory scenarios for recreational fisheries of Brittany that target Atlantic salmon. The statistical modeling approach undertaken takes advantage of the very diverse set of data collected since the late 1980s on each of the 18 salmon populations targeted by these fisheries in order to simulate their specific dynamics under different regulatory scenarios. The Bayesian statistical framework used facilitated the integration of the main sources of uncertainty relating to these simulations. The conservation performance was assessed on the basis of a new, simple and clear definition of conservation proposed in the framework of this thesis and adopted by the stakeholders. The evaluation method developed aims to facilitate and fuel dialogue with and between management stakeholders to inform their decision-making. From this perspective, the chosen method is based on easily understandable decision rules and it makes it possible to obtain a sub-set of “best performing” scenarios, which leaves the stakeholders a latitude in the final choice they will make.

The results obtained show that conservation is not respected, even in the absence of harvesting by fishing from at least one river, but that in the majority of cases, the current regulatory system is compatible with conservation. This thesis work, carried out at the level of a regional group such as Brittany, is a world first for Atlantic salmon. It could be extended to other spatial entities as the methodology can easily be applied and adjusted to different contexts. This work has shown that the current exploitation of recreational fisheries does not constitute a substantial threat to salmon in Brittany. To better understand the different threats and their impacts on salmon populations of Brittany, we should move towards more ecosystem-based management of the resource.

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier tout particulièrement mon directeur de thèse Etienne Prévost qui a toujours été très disponible pour moi. Tu m'as beaucoup appris tout au long de mon cursus, j'espère que ça va continuer. Un grand merci Etienne !

J'aimerais aussi remercier mes rapporteurs Eric Parent et Hilaire Drouineau ainsi que mes examinateurs Matthieu Guillemain et Stéphanie Mahevas d'avoir accepté d'évaluer mon travail.

Un grand merci aussi aux membres de mon comité de thèse : Stéphanie Mahevas (oui encore elle 😊), Etienne Rivot, Gérald Chaput et Olivier Gimenez qui m'ont prodigué de précieux conseils pour mener à bien ce projet de thèse.

Je remercie très chaleureusement les membres du comité de suivi de l'action RENOSAUM : Gaëlle, Marie-andrée, Marie , Etienne (remercier deux fois vaut toujours mieux qu'une) et Laurent.

Enfin un grand merci à toute ma famille, à ma petite dulciné pour qui ça n'a pas toujours été facile et à tous les copains <3.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE

Chapitre I : Motivation de la thèse	2
I.A. Contexte général.....	2
I.B. État actuel des ressources halieutiques	3
I.C. Régulation des pêcheries.....	5
I.D. Cas d'étude : régulation des pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique	11
I.E. Objectifs et démarche générale de la thèse	21

PARTIE 1 - PRODUCTION DES SERIES CHRONOLOGIQUES D'ABONDANCE

Chapitre II : Modèle d'estimation des séries chronologiques de densité d'œufs (stock)	26
II.A. Introduction	28
II.B. Materials and methodes	30
II.C. Results.....	41
II.D. Discussion	48
II.E. Transition du retour d'adulte à l'échappement reproducteur.....	52
Chapitre III : Modèle d'estimation des séries chronologiques de densité de tacons 0+ (recrutement)	56
III.A. Introduction	56
III.B. Matériels et méthodes.....	58
III.C. Résultats et discussion	63

PARTIE 2 - MODELES DE DYNAMIQUE DE RENOUVELLEMENT DES POPULATIONS

Chapitre IV : Relation stock-recrutement	72
IV.A. Introduction.....	72
IV.B. Matériels et méthodes	73
IV.C. Résultats	79
IV.D. Discussion – Conclusion.....	82
Chapitre V : Relation recrutement-stock	86
V.A. Introduction.....	86
V.B. Matériels et méthodes	87
V.C. Résultats	95
V.D. Discussion-Conclusion	99

PARTIE 3 - COMMENT REGULER LES PECHERIES RECREATIVES BRETONNES DE SAUMON ATLANTIQUE ?

Chapitre VI : Nouvelle définition de la conservation adoptée en Bretagne : quelles implications pour les limites de conservation ?	104
VI.A. Introduction.....	104
VI.B. Matériels et méthodes	107
VI.C. Résultats	113
VI.D. Discussion	117

Chapitre VII : Évaluation de scénarios alternatifs pour réguler les pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique	122
VII.A. Introduction.....	122
VII.B. Matériels et Méthodes	123
VII.C. Résultats	137
VII.D. Discussion	151

CONCLUSION GENERALE

Chapitre VIII : Conclusion générale et perspectives	164
VIII.A. Objectifs et méthodes	164
VIII.B. Principaux résultats	165
VIII.C. Limites et perspectives	166
REFERENCES	165
ABREVIATIONS	165
ANNEXES	165

Introduction générale

Chapitre I : Motivation de la thèse

I.A. Contexte général

Depuis les années 70 et le début de la révolution industrielle, les activités humaines n'ont cessé de détruire ou de dégrader les différents écosystèmes de la planète (WWF, 2020). Les principaux facteurs directement liés à l'activité de l'Homme qui menacent les espèces et les écosystèmes qui les abritent sont la modification de l'utilisation des terres et des mers, l'exploitation directe des organismes (surexploitation), le changement climatique, la pollution et, les espèces envahissantes et les maladies (IPBES, 2019a). Ces cinq facteurs de pression résultent de l'intensification d'une multitude d'activités humaines, elles-mêmes conditionnées par un ensemble de causes sociétales profondes aussi appelées facteurs de pression indirecte. Parmi ces facteurs, on retrouve les modes de production et de consommation, la dynamique et les tendances démographiques, le commerce, les institutions ainsi que leur gouvernance, les innovations technologiques, les conflits et les épidémies (IPBES, 2019a). Les activités humaines impliquées dans ces changements sont principalement liées aux secteurs de la pêche, de l'agriculture, de l'aquaculture, de la sylviculture, de l'exploitation minière, de l'industrie, de la construction d'infrastructures, du tourisme et de bien d'autres encore. Selon une synthèse bibliographique réalisée par l'« international platform for biodiversity and ecosystem services » (IPBES, 2019a) à partir de plus de 4000 publications étudiées, la modification de l'utilisation des terres et des mers et l'exploitation directe expliquent plus de 50 % de l'impact des activités humaines sur les écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce. Les impacts de ces différents facteurs sont plus ou moins importants selon les écosystèmes. Pour les écosystèmes terrestres et d'eau douce, le changement d'utilisation des terres est le facteur le plus impactant. C'est l'impact de la surexploitation qui prédomine sur les autres est pour les écosystèmes marins.

Les modifications provoquées par l'activité de l'Homme sur son environnement sont si importantes que de nombreux scientifiques estiment que nous entrons dans une nouvelle ère géologique : l'Anthropocène (Crutzen, 2006). Cette nouvelle ère est marquée par la 6ème crise d'extinction de masse (Ceballos *et al.*, 2015). En 2020, 27% des espèces évaluées par l'union internationale pour la conservation de la nature sont considérées comme menacées (plus de 32000 espèces sur les 120372 évaluées)^{1.1} ce qui représenterait plus d'un million d'espèces si ce chiffre était extrapolable à l'ensemble du vivant (IPBES, 2019b). 18% de vertébrés sont menacés (9316 espèces sur les 52649 évaluées) et parmi ce sous-embouchement du règne animal, 12% des oiseaux, 14% des poissons, 18% des reptiles, 22% des mammifères et 33% des amphibiens sont en danger de conservation^{1.2}.

^{1.1} <https://www.iucn.org/resources/conservation-tools/iucn-red-list-threatened-species>

^{1.2} <https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics2>

I.B. État actuel des ressources halieutiques

I.B.1. État actuel des ressources halieutiques marines

A l'échelle mondiale, plus d'un tiers des ressources halieutiques marines sont actuellement surexploitées contre un dixième au milieu des années 70 (FAO, 2020). En Europe, ce chiffre varie selon les ressources considérées. Un cinquième des ressources de l'Atlantique Nord-Est sont surexploitées contre près de 2 tiers dans la zone mer Méditerranée / mer Noire. Néanmoins, si l'on considère toutes les espèces de poissons confondues, exploitées ou non, seuls 7% des espèces marines sont menacées (Nieto *et al.*, 2015).

La surexploitation est responsable de 29% de l'impact global des activités humaines sur les écosystèmes marins (IPBES, 2019a) et a causé le déclin des abondances d'une multitude d'espèces (Christensen *et al.*, 2003 ; Pauly *et al.*, 2005). La surexploitation touche principalement les ressources halieutiques bien que les prises accessoires par la pêche puissent aussi constituer une menace pour les espèces non ciblées (Hall *et al.*, 2000). Outre l'effet de la surexploitation, de nombreuses études scientifiques ont mis en évidence la pression sélective exercée par les pêcheries qui privilégient le prélèvement d'individus de grande taille (Fenberg & Roy, 2008 ; Saura *et al.*, 2010). Cette pression a des conséquences écologiques et évolutives sur les ressources halieutiques. Elle impacte la fécondité des espèces de poissons car la taille des femelles reproductrices est généralement corrélée à leur fécondité (e. g. quantité, taille et qualité des œufs ; Green, 2008 ; Hanson *et al.*, 2020). La persistance d'une exploitation sélective par la taille favorise aussi des changements évolutifs rapides et indésirables comme une croissance plus faible, une taille plus petite et une maturation des adultes plus précoce (Stokes *et al.*, 1993 ; Law, 2000). En prélevant les plus grands individus, la sélection induite par les pêcheries s'oppose à la sélection naturelle qui tend à l'inverse à favoriser les individus de plus grandes tailles (Conover, 2007). Les pêcheries ciblent préférentiellement les niveaux les plus élevés de la chaîne trophique aussi appelés les « top prédateurs » ce qui perturbent tous les autres maillons de la chaîne (Pauly *et al.*, 1998). La diminution des « tops prédateurs » dans l'environnement marin causé par la surexploitation a tendance à augmenter les abondances des espèces appartenant aux niveaux trophiques inférieurs. En milieu marin, la perte et la dégradation des habitats ainsi que le changement climatique sont responsables respectivement de 22% et de 16% de l'impact global des activités humaines sur les écosystèmes marins (IPBES, 2019a). La perte ou la dégradation des habitats se manifestent principalement dans les écosystèmes côtiers (Halpern *et al.*, 2008), zone où l'activité humaine est importante. Elle résulte principalement de la création d'infrastructures comme des ports, des polders, des digues ou encore des champs

d'éoliennes offshore qui induisent des modifications physiques sur les habitats. Ces infrastructures vont perturber le fonctionnement des écosystèmes côtiers qui sont très importants au développement d'une multitude de ressources halieutiques. Ces zones sont par exemple des habitats propices à la reproduction d'espèce comme le bar (*Dicentrarchus labrax* ; Vázquez & Muñoz-Cueto, 2014).

Enfin, le changement climatique s'ajoute aux deux précédents facteurs (Walther *et al.*, 2002) et impacte principalement la croissance (Todd *et al.*, 2008), la survie, la répartition spatiale (Parmesan, 2006) et la phénologie (Stenseth *et al.*, 2002) des ressources halieutiques marines. Il peut résulter par exemple d'opérations de dragage ou de la création de ports. Ce facteur est la conséquence d'une multitude d'activités humaines qui agissent en synergie. Il est donc difficile de prédire l'impact de chaque activité et d'en tirer des mesures de régulation à long terme (Polasky *et al.*, 2011).

I.B.2. État actuel des ressources halieutiques continentales

La conservation des espèces de poissons d'eau douce semble plus menacée que celle des espèces marines. A l'échelle mondiale, près de 20% des espèces de poissons d'eau douce sont menacées^{1,3} soit 3 fois plus que les espèces marines. En Europe, le statut de ces espèces est encore plus préoccupant : 37% des espèces de poissons d'eau douce sont menacées (Freyhof & Brooks, 2011). Parmi ces espèces, on ne connaît pas spécifiquement le statut des ressources halieutiques dont le suivi est bien moins régulier et précis que leurs homologues marines (Funge-Smith, 2018 ; FAO, 2020).

Les écosystèmes d'eau douce sont particulièrement impactés par les activités humaines. En eau douce, la modification de l'utilisation des terres (et des rivières) est responsable de plus de 30% de l'impact global des activités humaines sur les écosystèmes (IPBES, 2019a). Elle est responsable de l'altération et de la fragmentation des habitats d'eau douce causées par exemple par la création de barrages hydroélectriques, par la présence d'écluses pour faciliter la navigation ou encore par le prélèvement d'eau pour l'irrigation des terres agricoles (Richter *et al.*, 1997 ; Dudgeon *et al.*, 2006). La surexploitation est relayée au second plan des facteurs de pression sur les écosystèmes d'eau douce (20% de l'impact global). Enfin, les pollutions étant beaucoup plus concentrées en eau douce que dans le milieu marin, leurs effets sur ces écosystèmes sont importants (17,5%) et supérieurs à celui du changement climatique (13%). Beaucoup de rivières sont sujettes à des contaminations répétées par des substances polluantes (Morgan *et al.*, 2001) comme des métaux lourds, des pesticides ou encore des perturbateurs endocriniens.

^{1,3}<https://www.iucn.org/theme/species/our-work/freshwater-biodiversity/our-projects/global-freshwater-fish-assessment>

Les effets de ces pollutions sur les ressources halieutiques varient d'effets sublétaux à des réductions de survie sur le long terme (Rosseland & Kroglund, 2011) selon les substances et les temps d'exposition. Certaines substances sont aussi connues pour créer des perturbations physiologiques et endocriniennes importantes (Arukwe & Goksøyr, 1998 ; Hinfray *et al.*, 2010).

I.C. Régulation des pêcheries

Les activités humaines sont régulées pour limiter leurs impacts sur les ressources. Dans le cas des ressources halieutiques, la régulation s'est focalisée sur les pêcheries car elles exercent une pression directe sur ces populations par le biais des prélèvements qu'elles réalisent. La régulation des pêcheries vise à protéger et conserver les ressources en établissant les principes de bases permettant leur exploitation durable (FAO, 2020).

Les principes à l'origine de la régulation des pêcheries n'ont pas toujours été définis de manière claire. Historiquement, la régulation des pêcheries se résumait à des mesures de régulation très simples comme des contraintes sur le type et le nombre d'engins utilisés ou encore des tailles limites de captures (Perry *et al.*, 1999). La régulation des pêcheries s'est ensuite focalisée sur l'élaboration de quotas de captures. A l'origine, les « règles » utilisées pour déterminer les quotas étaient floues voir même inexistantes (Deroba & Bence, 2008 ; Kvamsdal *et al.*, 2016). Ainsi, dans beaucoup de juridictions, les objectifs à long terme des pêcheries furent abandonnés au profit de gains à court terme ce qui a engendré le déclin de beaucoup de ressources halieutiques (Walters & Martell, 2004 ; Myers & Worm, 2005). Pour éviter que ce phénomène ne se reproduise, des approches plus quantitatives et plus explicites ont été développées comme les règles de contrôle de l'exploitation (RCE). Ces RCE déterminent la façon dont le taux d'exploitation, la mortalité par pêche ou les prélèvements évoluent en fonction de l'état de la ressource (Hilborn & Walters, 1992 ; Deroba & Bence, 2008 ; Punt, 2010). Des mesures de régulation sont ensuite mises en œuvre pour atteindre le taux d'exploitation ciblé en fonction de l'état de la ressource.

I.C.1. Règle de contrôle de l'exploitation

I.C.1.a. Généralités

Une RCE détermine la façon dont le taux d'exploitation doit être ajusté en fonction de l'état de la ressource, des conditions socio-économiques de la pêche, de l'état des autres ressources impactées par la pêche en question, des facteurs environnementaux influençant la dynamique de la ressource ainsi que de l'incertitude associée à tous les paramètres qui viennent d'être cités (Hilborn & Walters, 1992 ; Potter *et al.*, 2003 ; Kvamsdal *et al.*, 2016). Une

RCE constitue un élément de transparence de la régulation des pêcheries en ce sens qu'elle stipule de façon claire et sans équivoque, à tous les acteurs de la régulation, la façon dont l'exploitation varie en fonction de l'état de la ressource. L'état d'une ressource est souvent évalué par la quantité de stock, *i.e.* la quantité d'individus exploitables par une pêcherie. Un exemple simple de RCE est la RCE à taux d'exploitation fixe (figure I.1.b). Cette RCE consiste à prélever la même proportion du stock chaque année. Pour mettre en place cette RCE, les acteurs doivent se mettre d'accord sur la proportion qu'ils souhaitent prélever ce qui implique souvent de faire des compromis sur des objectifs contradictoires de conservation et d'exploitation (Punt *et al.*, 2014 ; Kvamsdal *et al.*, 2016). Une RCE est donc quantitative, elle n'est pas la simple expression vague et ambiguë des objectifs de la régulation de la pêcherie comme par exemple : « maximiser les bénéfices des pêcheurs tout en assurant la conservation de la population » (Walters & Martell, 2004).

Les modèles de pêcheries qu'utilisent les scientifiques pour élaborer les recommandations de quotas de captures ne reposent pas toujours sur des RCE explicites ; connues, comprises et partagées par tous les acteurs de la régulation (Deroba & Bence, 2008). Par manque de confiance sur les modèles développés par les scientifiques du fait de leur complexité et de leur opacité, les acteurs de la régulation, souvent des élus, sont susceptibles de succomber à la pression des pêcheurs en votant des quotas de captures supérieures aux préconisations des scientifiques sans tenir compte de l'impact qu'aurait ce quota sur l'évolution du stock dans les années à venir. Ce phénomène est bien documenté dans la littérature scientifique (Walters & Martell, 2004 ; Kvamsdal *et al.*, 2016). La gestion de la pêcherie du stock de cabillaud de l'Arctique Nord-Est en est un exemple très illustratif. Avant la mise en place d'une RCE, les quotas de cabillaud accordés étaient jusqu'à 4 fois supérieurs aux quotas préconisés par les scientifiques du CIEM (ICES, 2020a). Après l'instauration d'une RCE quantitative, explicite et partagée, les recommandations ont été beaucoup mieux suivies par la commission mixte russo-norvégienne des pêcheries en charge de la gestion de ce stock.

Ce partage de connaissances, d'expertises et de responsabilités entre les protagonistes de la régulation des pêcheries est très important dans l'optique de construire une RCE qui soit comprise, reconnue et dont les mesures de régulation soient respectées. Ainsi, l'intégration des pêcheurs dans le processus d'élaboration et de sélection d'une RCE est primordiale (Hilborn & Walters, 1992 ; Walters & Martell, 2004). Le choix d'une RCE implique de faire des compromis entre différents objectifs comme par exemple la quantité moyenne et la variabilité annuelle des captures. Les pêcheurs étant les mieux placés pour juger de ces compromis, ils devraient être impliqués au même titre que les gestionnaires dans le choix de la RCE (Hilborn & Walters, 1992). Lorsque qu'une RCE est acceptée et reconnue par les pêcheurs comme

étant un outil nécessaire pour assurer la conservation de la ressource et leurs opportunités de pêches, les pêcheurs seront plus enclins à respecter les mesures de régulation qui en découlent et à partager leurs expertises en fournissant des informations précieuses pour la régulation (Kvamsdal *et al.*, 2016). Encore une fois, l'exemple de la régulation du stock de cabillaud de l'Arctique Nord-Est est très révélateur de ce phénomène. Avant 2004 et l'application de la nouvelle RCE, jusqu'à 20% des débarquements totaux n'étaient pas déclarés (ICES, 2020a). Ce pourcentage a ensuite fortement diminué, jusqu'à ce que plus aucun débarquement non-déclaré ne soit répertorié à partir de 2009.

Une RCE n'est pas un ensemble de mesures de régulation que l'on met en place chaque année mais c'est bien un plan de route qui doit être robuste aux fluctuations attendues des niveaux de stocks, des prix du marché, etc... En effet, une RCE ne devrait pas avoir besoin d'être modifiée en cas de bonnes ou mauvaises années. Ce sont les mesures de régulation nécessaires à l'implémentation de la RCE, qui vont être modifiés chaque année. Les RCE peuvent être mises à jour ou modifiées notamment lorsque les gestionnaires s'aperçoivent que la RCE actuelle ne permet pas de satisfaire leurs objectifs. Néanmoins, ces modifications s'opèrent sauf exceptions sur des intervalles de temps plus longs (Hilborn & Walters, 1992).

I.C.1.b. RCE de bases

Dans la littérature scientifique, trois RCE sont communément présentées (Getz & Haight, 1989 ; Caddy & Mahon, 1995 ; Restrepo & Powers, 1999):

- La RCE à capture fixe: Cette RCE consiste à prélever la même quantité d'individus chaque année peu importe la quantité de stock disponible à la récolte (figure I.1.a).
- La RCE à taux d'exploitation fixe (présentée dans la section ;figure I.1.b)
- La RCE à échappement fixe : L'application de cette RCE implique que les captures soient ajustées de façon à conserver chaque année, la même quantité de stock après la saison de pêche (figure I.1.c).

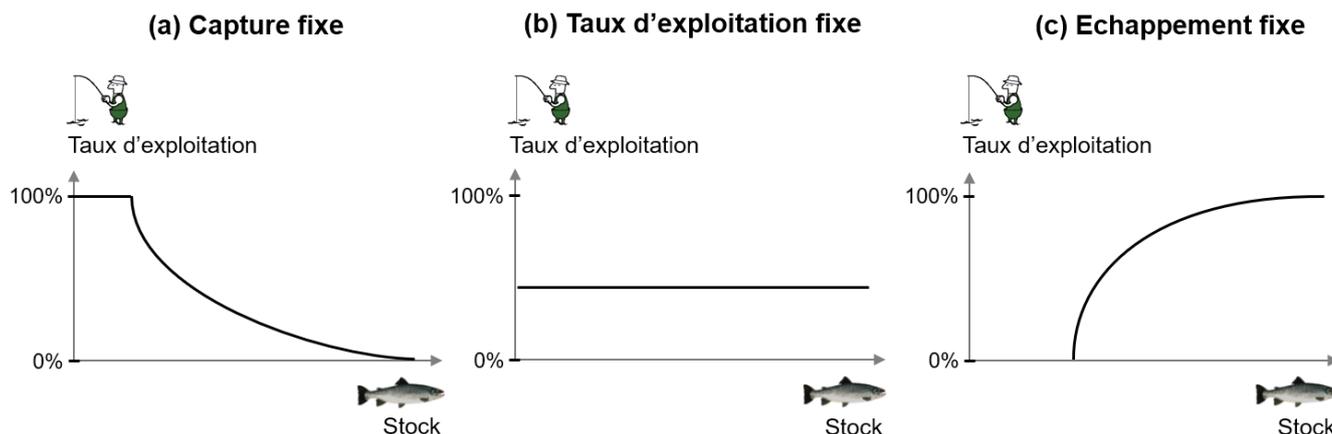


Figure I.1. RCE présentant l'évolution du taux d'exploitation en fonction du niveau de stock. 3 graphiques sont présentés et correspondent chacun à une RCE : (a) capture fixe, (b) taux d'exploitation fixe, (c) échappement fixe.

Une RCE à capture fixe se matérialise par un taux d'exploitation de 100% tant que la taille du stock est inférieure à la capture fixée. Une fois dépassée, le taux d'exploitation diminue progressivement jusqu'à la valeur asymptotique de 0% lorsque la taille du stock tend vers l'infini. Cette RCE est qualifiée de « dépensatoire » car le taux d'exploitation est très élevé lorsque la taille du stock est faible (Quinn & Deriso, 1999). Dans cette situation, le stock est sujet à des risques importants de surexploitation. A l'inverse, la valorisation de la ressource est faible lorsque le stock est abondant (Potter *et al.*, 2003). Malgré ces défauts, Caddy et Mahon (1995) considèrent qu'utiliser une RCE de ce type avec un quota suffisamment faible peut être appropriée lorsque l'on souhaite conserver une quantité de stock assez importante, comme par exemple pour assurer de bonnes pêcheries récréatives. Cette RCE a l'avantage d'offrir une certaine stabilité aux pêcheries en leur permettant de mieux planifier leur activité. Elle ne nécessite pas non plus la réalisation d'évaluation régulière du stock. Malgré les risques et les manques à gagner de cette RCE, elle est appliquée dans certaines pêcheries, soit par réelle volonté des gestionnaires, soit par manque de mise à jour des quotas de captures (Punt, 2010).

Une RCE à taux d'exploitation fixe vise à prélever la même proportion du stock chaque année. Ainsi, les captures augmentent proportionnellement au stock (Quinn & Deriso, 1999). Quand le taux d'exploitation est directement proportionnel à l'effort de pêche, cette RCE peut aussi être appelée RCE à effort de pêche fixe. Elle réside sur le postulat très intuitif, notamment pour les acteurs de la régulation et les pêcheurs, que plus le stock est abondant, plus la capture sera importante. Cette RCE est robuste aux fluctuations environnementales impactant le stock (Walters & Parma, 1996). Dans la pratique, pour maintenir le taux d'exploitation constant, des quotas de captures sont ajustés chaque année par rapport aux prédictions de recrutements

des modèles d'évaluation. Néanmoins, l'implémentation de cette RCE peut aussi se faire à l'aide de mesures de régulation plus simples à contrôler et relativement peu coûteuses comme par exemple des zones et / ou périodes de pêche (Hilborn & Walters, 1992 ; Walters & Parma, 1996).

Lorsqu'une RCE à échappement fixe est mise en œuvre, le taux d'exploitation est maintenu à une valeur de zéro (aucune capture n'est autorisée) lorsque que le stock est inférieur à l'échappement ciblé. Une fois la cible dépassée, tout le surplus est exploitable. Ainsi, au-dessus de l'échappement cible, le taux d'exploitation croît jusqu'à une valeur asymptotique (théorique) de 100%. Les captures, elles, augmentent de façon exponentielle. Dans la littérature économique, cette RCE est qualifiée de règle du tout ou rien (« bang-bang ») car l'exploitation est intense lorsque le stock est au-dessus de l'échappement ciblé et nulle sinon (Nøstbakken, 2006). Plusieurs études considèrent cette RCE comme étant la RCE optimale de régulation des pêcheries parce qu'elle offre un risque d'extinction faible et des captures annuelles moyennes élevées (Potter *et al.*, 2003 ; Deroba & Bence, 2008). Néanmoins, ces évaluations n'incluent pas d'incertitude et considèrent que la taille du stock est parfaitement connue (Hilborn & Walters, 1992). Or, les prédictions de tailles de stocks sont inévitablement imprégnées d'incertitude. Certains modèles d'évaluation de stock ont même la fâcheuse tendance à prédire des tailles de stocks trop optimistes conduisant à des limites de captures excessivement élevées (Sinclair *et al.*, 1985 ; Walters & Maguire, 1996 ; Wiedenmann & Jensen, 2017). La RCE à taux d'exploitation fixe est préférée à la RCE à échappement fixe lorsque l'incertitude ainsi que le biais potentiel des prédictions de stocks sont pris en compte (Walters & Parma, 1996 ; Deroba & Bence, 2008).

En s'inspirant de ces trois RCE assez basiques, il est possible de construire un vaste ensemble de RCE alternatives qui ne sont pas traitées ici (se référer à Deroba et Bence (2008) pour plus d'informations). Bien que nous puissions tirer de grandes généralités sur les avantages et les inconvénients de chaque RCE, leurs performances restent grandement conditionnées par les objectifs de la régulation (maximisation des captures annuelles, minimiser le risque d'extinction, etc ... ;Punt, 2010) ; par la dynamique du stock et de son incertitude (Deroba & Bence, 2008 ; Dankel *et al.*, 2015 ; Kritzer *et al.*, 2019) et par le choix des mesures de régulation utilisées pour sa mise en œuvre (atteinte du taux d'exploitation souhaité, coût matériel, lisibilité, etc... ; Liu *et al.*, 2016 ; Lorenzen *et al.*, 2016).

I.C.2. Mesures de régulation

Une RCE n'est utile et performante que si elle est associée à un ensemble adéquat de mesures de régulation permettant de la mettre en œuvre. Les principales mesures utilisées à

ce jour pour réguler les pêcheries sont (Hilborn & Walters, 1992 ; Arlinghaus *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2016) :

- (i) Contraintes sur le type et le nombre d'engin de pêche (longueur et nombre de filet)
- (ii) Limitation du nombre d'engins par bateau
- (iii) Tailles limites de capture (taille minimale / maximale)
- (iv) Durée de la saison de pêche et zone de pêche
- (v) Limitation de l'effort de pêche (nombre et durée de marée)
- (vi) Limitation des captures (quotas individuels ou partagés)

Deux grandes catégories de mesure existent, les mesures sur les variables d'entrée de la pêche (« input control ») qui vont réguler les modalités de pêche (qui pêche, quand, où et comment) et les mesures sur les variables de sortie de la pêche (« output control ») qui contraignent directement n'importe quel aspect de la capture (quel individu capturé et combien; Morison, 2004)

La première mesure régulant la capture qui est généralement mise en œuvre est de limiter les tailles de capture, le plus souvent à l'aide d'une taille minimale de capture (Perry *et al.*, 1999). Une taille maximale peut aussi être instaurée comme par exemple pour l'oursin rouge géant (*Strongylocentrotus franciscanus* ; Pfister & Bradbury, 1996). Ces tailles ont pour vocation de limiter le taux d'exploitation sur les plus petits individus qui n'ont pas encore pu se reproduire, et sur les plus grands individus qui ont un potentiel reproducteur plus élevé (Berkeley *et al.*, 2004 ; Arlinghaus *et al.*, 2016). Beaucoup de pêcheries utilisent des tailles limites de capture car ce sont des mesures de régulation simples et faciles à contrôler (Anderson, 1989). Pour s'assurer que la taille minimale de capture soit respectée, elle est souvent accompagnée de contraintes sur les modalités de pêche et notamment sur les engins de pêche comme par exemple des tailles de maille de filet ou des dispositifs d'échappement sur des chaluts. Ce type de mesure permet de contrôler la structure en taille de la population mais leurs effets sur le taux d'exploitation ou le nombre total de capture sont difficilement quantifiables (Liu *et al.*, 2016). Elles sont donc souvent combinées à d'autres mesures de régulation, dont les liens avec le taux d'exploitation sont plus directs et quantifiables.

Pour appliquer une RCE, il y a classiquement deux options (Walters & Martell, 2004). La première est de contrôler le taux d'exploitation de façon indirecte en limitant les captures à l'aide de Totaux Admissibles de Captures (TAC). Cette mesure est l'une des plus répandues

(FAO, 2003). Les captures étant corrélées linéairement à la taille du stock par le biais du taux d'exploitation, le TAC est ajusté par rapport à la taille du stock de chaque année pour atteindre le taux d'exploitation souhaité. L'application de ce type de contrôle nécessite de quantifier chaque année la taille du stock et de pouvoir suivre l'évolution des captures pendant la saison de pêche pour fermer la pêcherie lorsque le TAC est atteint (Liu *et al.*, 2016). La deuxième option est d'utiliser des mesures de régulation sur les modalités de pêche ce qui permet d'avoir un contrôle direct du taux d'exploitation sans dépendre de la taille du stock. Les mesures utilisées pour ce type de contrôle sont généralement, la limitation de l'effort, la définition de zones et de périodes de pêche ainsi que l'évaluation en cours de saison du taux d'exploitation.

I.D. Cas d'étude : régulation des pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique

I.D.1. Biologie et écologie du saumon atlantique : particularités bretonnes

Le saumon atlantique est une espèce présente dans tout l'Atlantique Nord, de l'Europe de l'Ouest au nord-est de l'Amérique (figure I.2). C'est une des ressources halieutiques les plus étudiées au monde (Prévost & Chaput, 2001). C'est une espèce diadrome *i.e.* une espèce qui partage son cycle de vie entre le milieu eau douce et le milieu marin (figure I.3). Parmi les espèces diadromes, on distingue les espèces anadromes des espèces catadromes en fonction du milieu dans lequel elles se reproduisent. Le saumon atlantique est une espèce anadrome *i.e.* une espèce qui se reproduit en rivière (Webb *et al.*, 2007). C'est une espèce semelpare car la majorité des saumons adultes meurent après leur première reproduction. La reproduction s'opère à la fin de l'automne ou au début de l'hiver (Gueguen & Prouzet, 1994 ; Webb *et al.*, 2007). Chaque femelle adulte creuse des nids en déplaçant les graviers du lit de la rivière pour y déposer ses œufs qui sont fécondés en externe par un ou plusieurs mâles. Une fois la fécondation réalisée, la femelle recouvre les œufs avec des graviers ce qui forme un dôme caractéristique aussi appelés frayères (Fleming, 1996). Après une phase d'incubation qui dure pendant tout l'hiver, les œufs éclosent. Les alevins qui en sorte demeurent sous les graviers et s'alimentent de façon passive grâce aux réserves contenues dans leur vésicule vitelline.

Après résorption de leur vésicule vitelline, les jeunes individus sortent de sous les graviers et commencent à s'alimenter de façon active. Cette étape matérialise la transition entre le stade alevin et le stade tacon. En Bretagne, ces tacons se développent en rivière pendant 1, 2 ou exceptionnellement 3 années. Dans les régions les plus froides, cette phase peut durer jusqu'à 8 années (Gueguen & Prouzet, 1994). Avant de redescendre la rivière pour migrer vers l'océan

(migration aussi appelée dévalaison), les tacons opèrent des transformations physiologiques et morphologiques pour s'adapter aux eaux salées : c'est le phénomène de smoltification (McCormick *et al.*, 1998). C'est au printemps que ces tacons devenus smolts dévalent les rivières en direction de la mer. Cette phase est une période critique du cycle de vie aussi appelée goulot d'étranglement (Elliot, 2001) car le laps de temps propice pour smoltifier et migrer est très court et qu'en changeant de milieu, les smolts deviennent la cible de nouveaux prédateurs (Hvidsten & Møkkelgjerd, 1987 ; Feltham, 1990).

Une fois dans l'océan Atlantique, les smolts ou post-smolts entreprennent de longues migrations vers des zones de grossissement situées au large des îles Féroé et à l'ouest du Groënland (Hansen & Quinn, 1998). Les individus vont y séjourner 1, 2 voire exceptionnellement 3 années avant de retourner dans leur rivière d'origine pour se reproduire. Cette spécificité du saumon atlantique est aussi appelée la philopatrie (on parle aussi de « homing »). Le timing de retour en rivière dépend de la durée de la phase marine, plus cette durée est longue, plus les individus rentrent tôt. En Bretagne, les saumons ayant passé deux à trois années en mer rentrent en rivière au printemps (entre février et juin), ce qui leur a valu le nom de saumon de printemps. Les adultes n'ayant passé qu'une année en mer aussi appelés castillons remontent les rivières du début de l'été jusqu'au début de l'automne. Le comportement philopatrick de cette espèce implique que chaque rivière accueille (au moins) une population, dont la dynamique est potentiellement très différente de celles des rivières voisines. Ainsi, la rivière est souvent définie comme l'échelle de gestion privilégiée (ICES, 2020b).

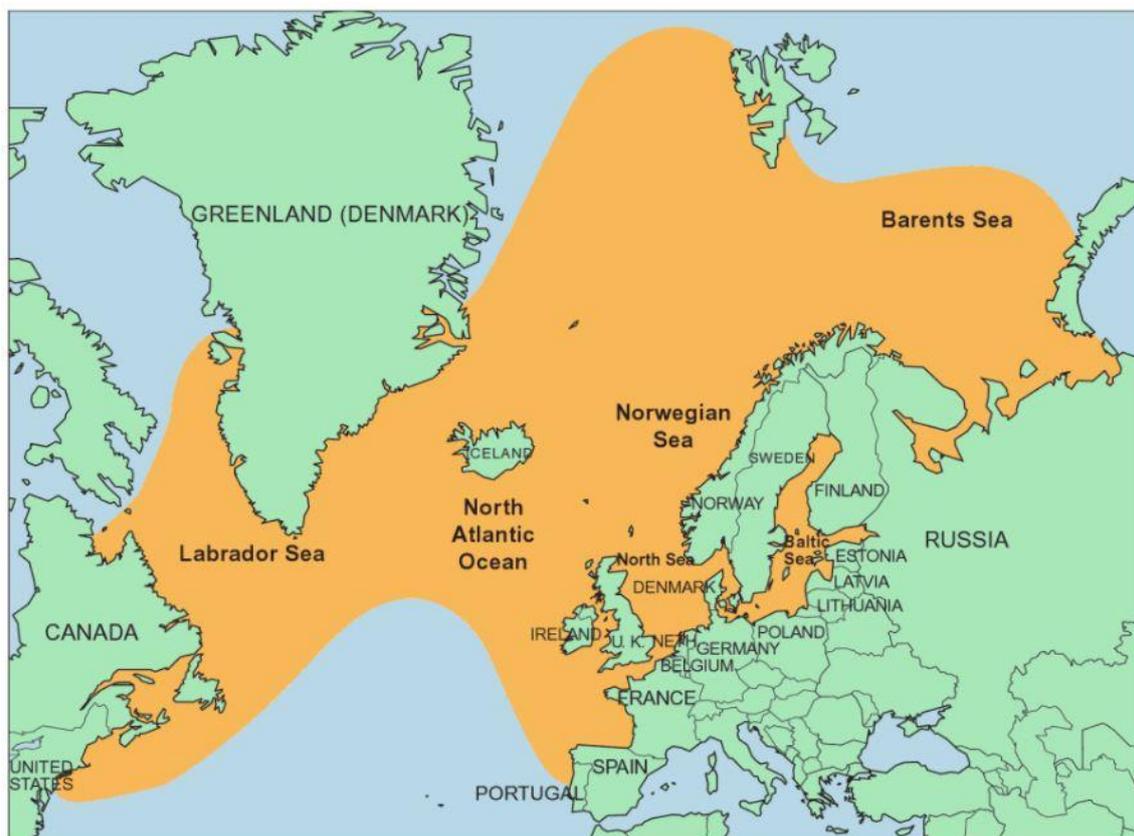


Figure I.2. Aire de répartition du saumon atlantique par Kari Sivertsen (tirée de Thorstad *et al.*, 2010)

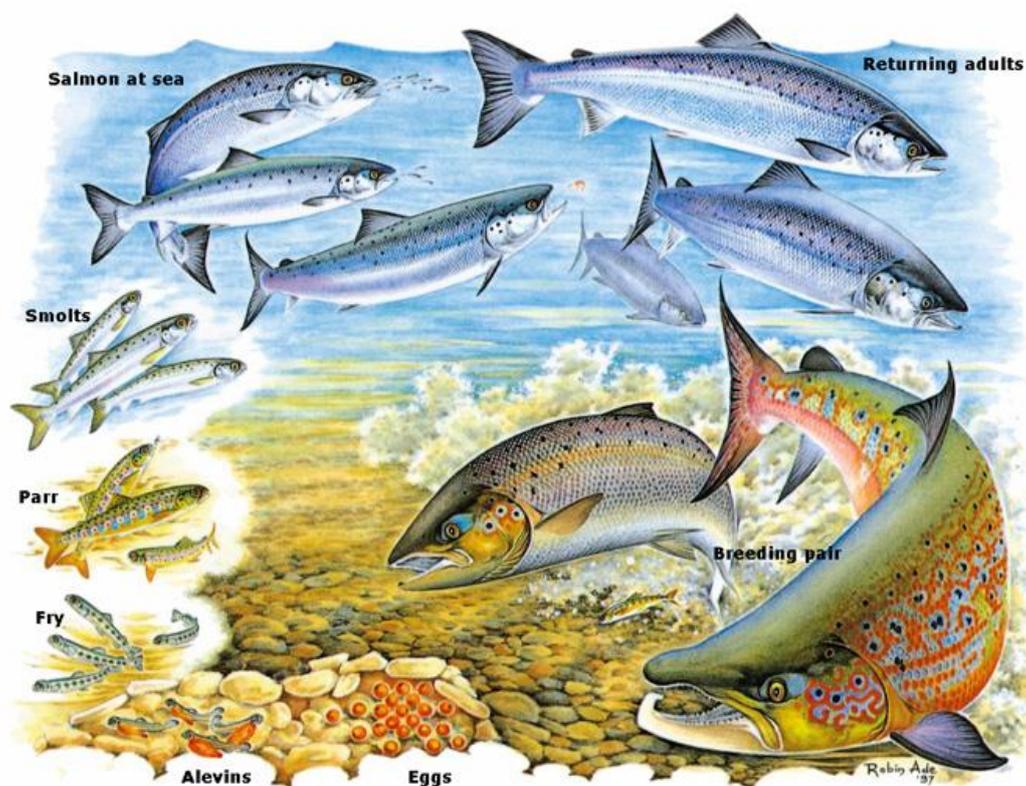


Figure I.3. Le cycle de vie du saumon atlantique par Robin Ade

Sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, plus de 2300 rivières à saumons ont été recensées (ICES, 2020b) dont 18 se situent en Bretagne (figure I.4). Dans la suite de cette thèse, il a été considéré que chacune de ces 18 rivières n'hébergeait qu'une population fautive d'éléments permettant de prouver le contraire.

L'abondance de saumon est déterminée en grande partie par la surface des rivières (Prévoist *et al.*, 2001) et en particulier par la surface en équivalent radiers-rapides qui sont les deux faciès d'écoulement les plus propices à la production de juvéniles. (Baglinière & Champigneulle, 1986). Les écarts de surface entre les rivières bretonnes sont importants^{I.4} ce qui reflètent une variabilité des abondances selon les rivières. On compte 7 rivières de petites tailles, *i.e.* des rivières de moins de 100000 m² d'équivalent radiers-rapides : le Leff, le Jaudy, le Yar, le Douron, le Queffleuth, la Mignone et le Goyen. Ces rivières se situent principalement au nord et à l'ouest de la Bretagne. 9 rivières sont de tailles intermédiaires, *i.e.* comprise entre 100000 et 300000 m² d'équivalent radiers-rapides : le Couesnon, le Trieux, le Léguer, la Penzé, l'Elorn, l'Aulne, l'Odet, l'Aven et le Scorff. L'Ellé (637568 m²) et le Blavet (326121 m²) sont les deux plus grosses rivières.

La quantité et la qualité d'information disponible est très hétérogènes selon les rivières. La population du Scorff est suivie et étudiée par des scientifiques depuis de nombreuses années (*e.g.* Baglinière & Champigneulle, 1982 ; Buoro *et al.*, 2010 ; Servanty Royer & Prévoist, 2016). L'information collectée sur cette rivière indexe est utilisée par le conseil scientifique pour l'exploitation de la mer (CIEM) afin d'émettre des recommandations sur la gestion de l'espèce sur l'ensemble de son aire de répartition (ICES, 2020b). L'information collectée sur les autres rivières est de moins bonne(s) qualité et/ou quantité. Néanmoins, ces données ne sont pas valorisées à l'heure actuelle et leurs valorisations permettraient d'améliorer nos connaissances sur les spécificités des dynamiques de chaque rivière.

^{I.4} données disponibles ici :

<https://gitlab.com/clebot/abundance/-/blob/master/adultabundance/data/SRR.txt>

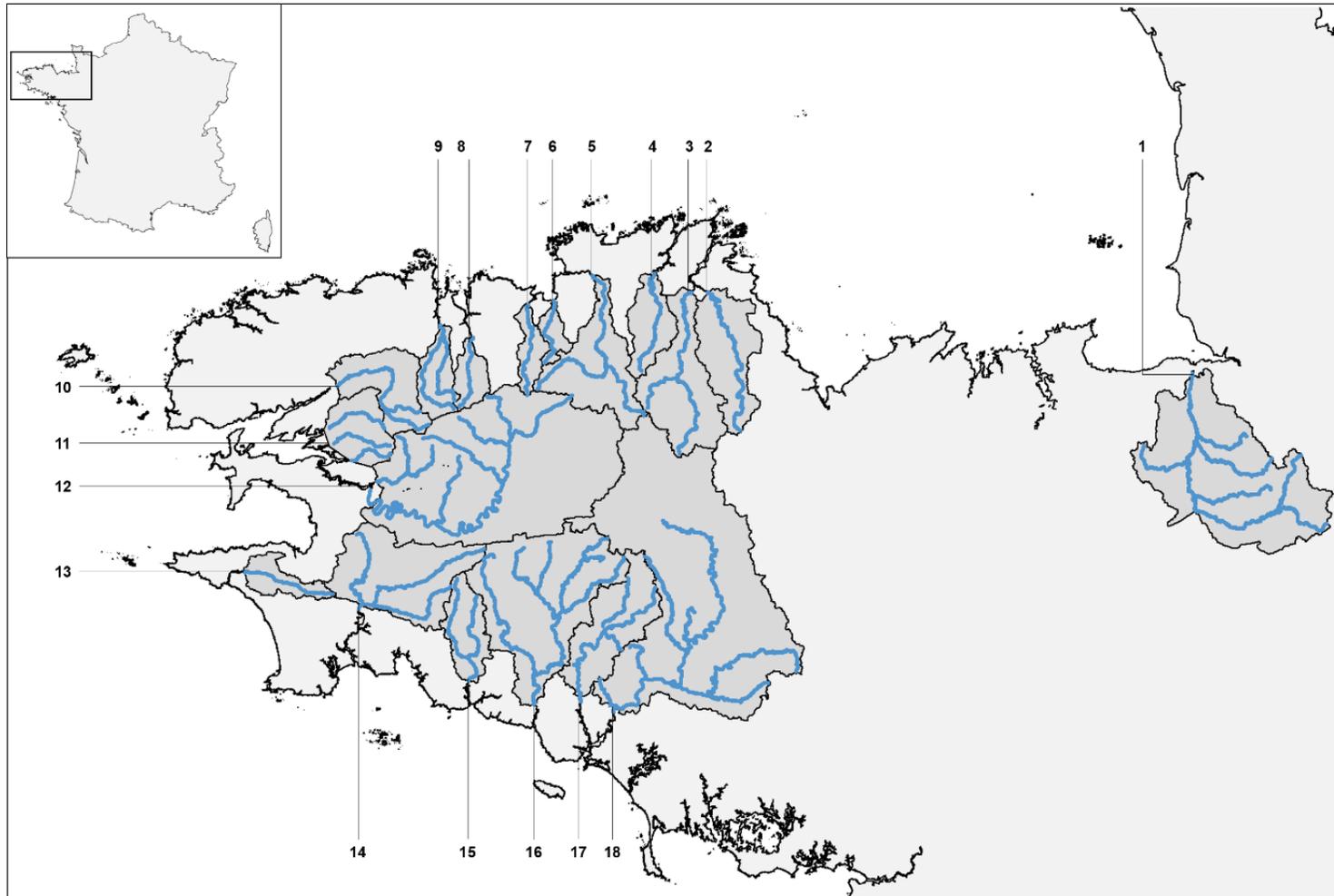


Figure I.4. Rivières bretonnes considérées dans le cadre de cette thèse. Les rivières sont représentées en bleu. Les lignes noires matérialisent les limites des bassins versants de chacune des rivières. Un nombre entre 1 et 18 est attribué à chaque rivière (1 : Couesnon, 2 : Trieux, 3 : Leff, 4 : Jaudy, 5 : Léguer, 6 : Yar, 7 : Douron, 8 : Queffleuth, 9 : Penzé, 10 : Elorn, 11 : Mignonne, 12 : Aulne, 13 : Goyen, 14 : Odet, 15 : Aven, 16 : Ellé, 17 : Scorff et 18 : Blavet).

I.D.2. Etat actuel du saumon atlantique

L'état de conservation des espèces anadromes comme le saumon atlantique est particulièrement préoccupant (Limburg & Waldman, 2009). Selon Acolas et Lambert (2016), 31% des espèces anadromes dont on connaît le statut de conservation appartiennent à la liste des espèces éteintes ou menacées. Le saumon atlantique ne fait pas exception à cette règle. Il appartient à la liste rouge de l'union internationale pour la conservation de la nature (IUCN, 1996). Parmi les 2359 rivières qui accueillent ou ont accueilli des populations de saumon atlantique, seul 14% des rivières ont des populations encore viables^{1.5}. Pour le reste, elles sont soit éteintes (7% des rivières) soit à risques (43%des rivières) soit on ne connaît pas leur état de conservation (35% des rivières). L'état conservation des populations bretonnes de saumon atlantique n'est pas précisément connu. On sait juste que la présence du saumon atlantique dans les rivières bretonnes n'a pas évolué entre le milieu du XVIII^{ème} siècle et la fin du XX^{ème} siècle. Ce constat fait figure d'exception à l'échelle de la France, où la majorité des fleuves colonisés par l'espèce au XVIII^{ème} siècle ont vu leur population disparaître en moins de 2 siècles (figure I.5).

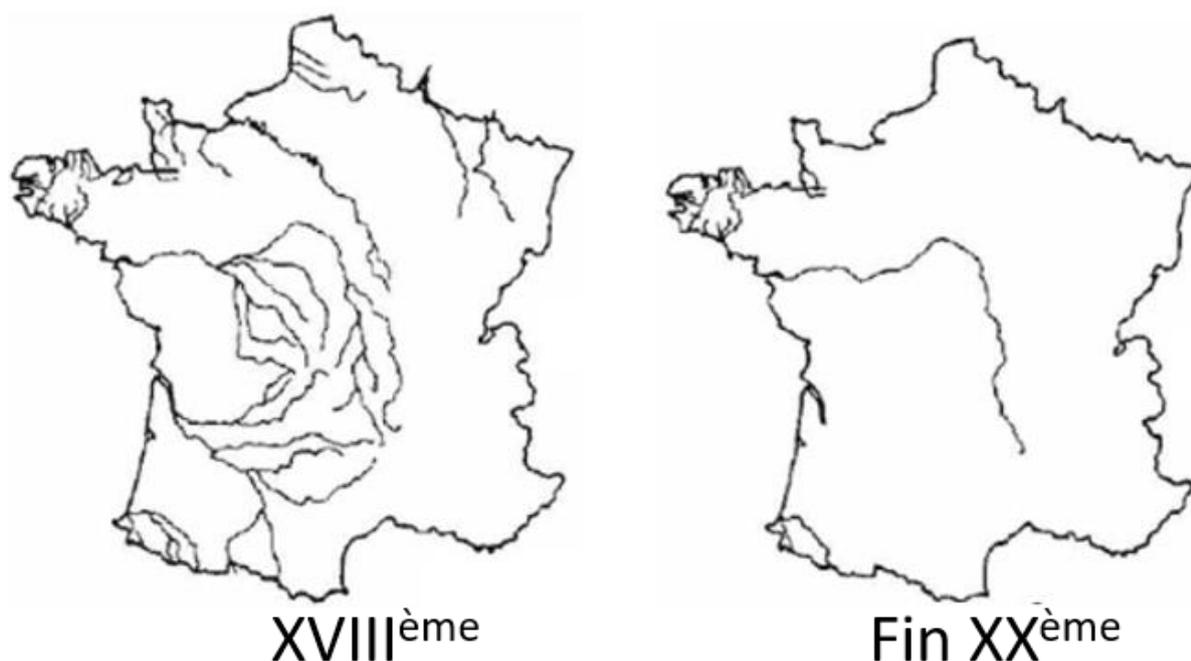


Figure I.5. Les rivières françaises fréquentées par le saumon atlantique depuis le milieu du 18^{ème} siècle et jusqu'à la fin du 20^{ème} siècle (figure adaptée de Gueguen & Prouzet, 1994).

^{1.5} <https://nasco.int/atlantic-salmon/rivers/>

Les facteurs de pression qui impactent la conservation de l'espèce sont multiples. L'altération et la fragmentation des habitats en rivière semblent avoir les impacts les plus importants sur les populations (Parrish *et al.*, 1998). En Bretagne, ce sont principalement les barrages écrêteurs de crues, les écluses et certains seuils de moulin qui en sont les responsables. Ces ouvrages constituent autant de barrières physiques à la migration des saumons et leur limitent voir leur empêchent totalement l'accès aux zones de reproduction et de croissance (Gerlier & Roche, 1998 ; Croze *et al.*, 2008 ; Thorstad *et al.*, 2008). La présence de ces ouvrages sur certaines rivières ont entraîné la raréfaction / quasi-disparition de l'espèce. C'est le cas sur le Couesnon où un barrage écrêteur de crue a été édifié en 1969 à l'aval de la rivière^{1.6}. Entre 1969, date de sa création, et 2011, date où ce barrage a été remplacé, les observations de saumon se sont raréfiées. Depuis son remplacement, les observations de saumon repartent à la hausse. Le remplacement de ce barrage s'intègre dans une politique plus générale menée à l'échelle de la Bretagne de restauration de la continuité écologique des cours d'eau (DREAL, 2017). La mise en œuvre de cette politique se traduit par la construction de passes à poissons au niveau des ouvrages les moins franchissables ou par l'arasement de ces derniers.

Les dynamiques des populations de saumon atlantique sont influencées par les conditions environnementales qu'elles rencontrent et notamment par les températures et les débits des cours d'eau (Webb *et al.*, 2007 ; Thorstad *et al.*, 2008). Ainsi le changement climatique en cours et futur est susceptible d'avoir des impacts importants sur l'aire de répartition de l'espèce (Lassalle & Rochard, 2009) ainsi que la dynamique et l'évolution des populations (Todd *et al.*, 2008 ; Jonsson & Jonsson, 2009). Les régions situées en limite sud de l'aire de répartition de l'espèce comme la Bretagne sont les plus exposées aux effets délétères de ces changements (Verspoor, 2007 ; Todd *et al.*, 2010).

L'aquaculture de saumon atlantique s'est très largement développée depuis le début des années 90 pour répondre à la demande mondiale croissante en protéines animales (FAO, 2020). Cette activité est aujourd'hui très intensive dans certaines régions comme en Norvège, en Irlande et en Ecosse (Krkošek *et al.*, 2013). L'échappement des saumons d'élevages est aujourd'hui la principale menace que constitue cette activité humaine sur les populations sauvages (Forseth *et al.*, 2017). Les croisements entre les individus issus d'élevages et leurs congénères sauvages sont source d'introgression des génomes d'élevages dans les génomes sauvages, ce qui a pour effet de diminuer la production de smolt (Fleming *et al.*, 2000) et la survie en mer (McGinnity *et al.*, 2009). L'échappement de ces individus a aussi favorisé le développement de parasites comme le poux de mer (Finstad *et al.*, 2010 ; Thorstad *et al.*, 2015) et a introduit de nouveaux pathogènes dans le milieu naturel (Peeler *et al.*, 2011).

^{1.6} <https://www.observatoire-poissons-migrateurs-bretagne.fr/couesnon>

Ces menaces sont très importantes dans les pays où l'aquaculture est très développée ce qui n'est pas le cas de la Bretagne (Krkošek *et al.*, 2013). Néanmoins, les parasites et les pathogènes peuvent être transmis aux populations bretonnes dans les zones de grossissement où toutes les populations européennes et américaines convergent.

Comme pour les autres espèces de poissons exploitées, la surexploitation par la pêche constitue une menace pour les populations de saumon. Ces populations sont exploitées par une diversité importante de pêcheries opérant à la fois en rivière, en estuaire et en mer. Elles posent les mêmes problèmes que pour les autres espèces de poissons, *i.e.* elles diminuent le stock de reproducteur par le biais des prélèvements et elles opèrent une pression sélective en exploitant préférentiellement les individus les plus gros (*e.g.* Thorley *et al.*, 2007 ; Borgstrøm *et al.*, 2010 ; Saura *et al.*, 2010) qui sont aussi les plus féconds (Hanson *et al.*, 2020). Bien qu'historiquement, la pression de pêche sur les populations de saumon ait été très importante, elle ne cesse de diminuer depuis le milieu des années 70. A titre d'exemple, entre 1975 et 2019 les captures déclarées sur l'ensemble de son aire de répartition sont passées de 12000 tonnes à moins de 1000 tonnes (figure I.6). Ce résultat s'explique notamment par la fermeture des principales pêcheries opérant en mer sur stocks mélangés (Hindar *et al.*, 2010 ; Bowlby *et al.*, 2014 ; Olmos *et al.*, 2019 ; Grilli & Curtis, 2020). Aujourd'hui la majeure partie des captures sont réalisées en rivière (ICES, 2020b).

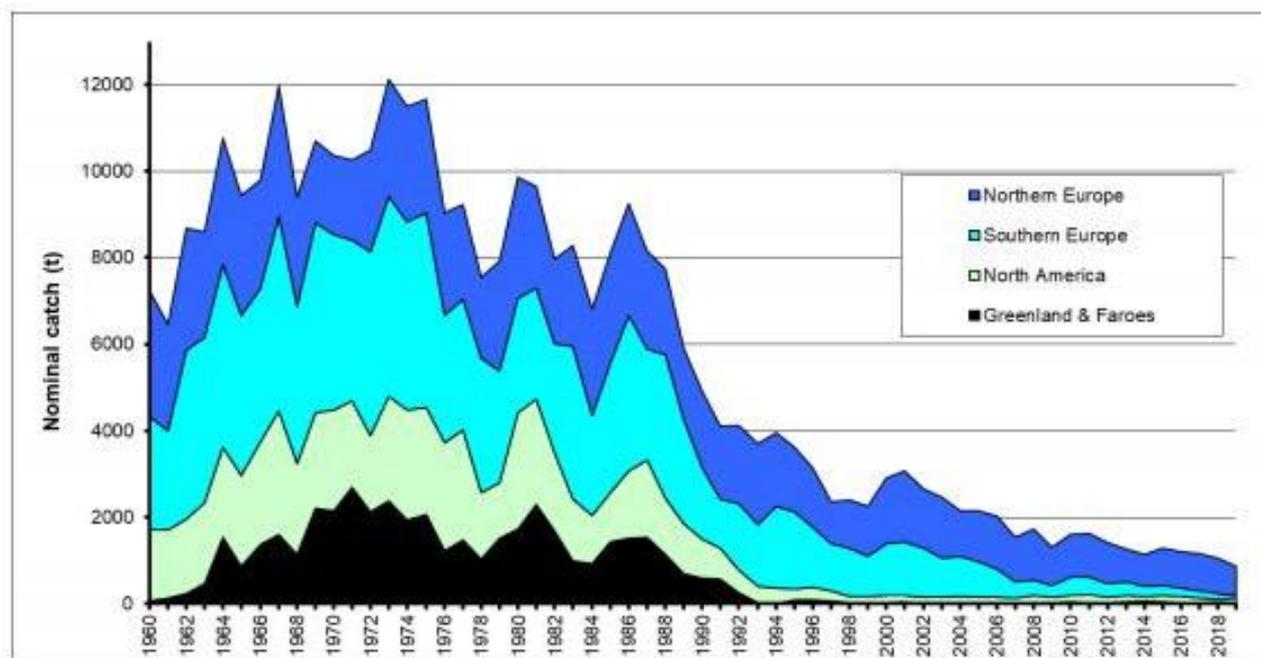


Figure I.6. Captures déclarées (en tonne) de saumon atlantique sur l'ensemble de son aire de répartition entre 1960 et 2019 (graphique tiré de ICES, 2020b).

I.D.3. Régulation des pêcheries de saumon atlantique

I.D.3.a. Contexte international

Toutes ces pêcheries sont interdépendantes et opèrent dans de multiples juridictions. Ainsi, sans une collaboration internationale, la gestion de cette espèce serait vouée à l'échec. De ce constat est né en 1983, l'organisation pour la conservation du saumon de l'atlantique (OCSAN). Cette organisation intergouvernementale a pour objectif de « promouvoir et protéger la diversité et l'abondance des stocks de saumon » (NASCO, 1998). L'OCSAN et ses parties prenantes ont adopté l'approche de précaution en 1998 (NASCO, 1998) après avoir reconnues l'importance d'intégrer l'incertitude à la gestion des populations de saumon atlantique.

Dans la pratique, l'OCSAN laisse le soin au CIEM de produire des avis scientifiques sur l'état des stocks et sur le système de régulation des pêcheries à mettre en place en cohérence avec l'approche de précaution. La mise en place de l'approche de précaution nécessite la définition d'au moins deux points de référence biologique sur la taille du stock ; une limite de conservation (LC) et une cible de gestion (CG ; Caddy & Mahon, 1995). La CG est significativement supérieure à la LC et doit permettre lorsqu'elle est ciblée de minimiser les risques de tomber en dessous de la LC. Ces points de référence définissent trois statuts de conservation: « critique » si la taille du stock est inférieure à la LC, « incertain » lorsqu'elle est comprise entre la LC et la CG et « sain » lorsqu'elle est supérieure à la CG. Ainsi, le niveau d'exploitation est modulé en fonction du statut de conservation du stock à l'aide de la RCE.

Le CIEM recommande de fixer la LC à la quantité de stock qui permet de maximiser les captures sur le long terme (S_{OPT}). S_{OPT} est équivalent à la biomasse au rendement maximale durable (B_{RMD}) qui est utilisée comme CG pour beaucoup de pêcheries (ICES, 2020b). Ce choix a été fait car le saumon atlantique a les caractéristiques d'une espèce à cycle de vie court. Chaque année, le recrutement^{1.7} dépend de peu de classes d'âges. Pour ce type de stock, l'approche du CIEM se veut donc plus précautionneuse. En parallèle elle préconise de cibler un échappement égal à la CG et d'interdire les captures si la CG n'est pas atteinte (ICES 2020b). Cette RCE s'apparente à une RCE à échappement fixe basée sur une CG. Or à ce jour, aucune CG n'a été recommandée par le CIEM. Avec le temps, la préconisation émise par le CIEM s'est traduite par une RCE à échappement fixe basée sur la LC (Crozier *et al.*, 2003 ; Potter *et al.*, 2003).

^{1.7}Généralement défini comme le nombre d'individu qui s'ajoute chaque année à la fraction exploitable d'une population

I.D.3.b. Régulation des pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique

La souveraineté en matière de gestion des populations de saumon atlantique est laissée aux différents pays membres de l'OCSAN. Les systèmes de régulation qu'ils mettent en œuvre doivent néanmoins respecter, au moins dans les grandes lignes, les recommandations émises par le CIEM et l'OCSAN (NASCO, 2009 ; ICES, 2020b). Pour s'en assurer, l'OCSAN demande à chaque pays membre d'élaborer un plan de mise en œuvre de ses recommandations, plan qui doit être renouvelé tous les 6 ans (e.g. NASCO, 2019b ; NASCO, 2019a). En France, le Code de l'Environnement confie la gestion du saumon atlantique à 9 comités régionaux appelés aussi comités de gestion des poissons migrateurs (COGEPOMI) dont un est spécifique à la région Bretagne. Ces comités rassemblent principalement des représentants de l'Etat, des représentants des pêcheurs et des conseillers territoriaux. Ils élaborent ensemble des plans de gestion (PLAGEPOMI) à horizon de 6 ans en accord avec le plan de mise en œuvre français des recommandations OCSAN.

En Bretagne, les pêcheries qui ciblent le saumon atlantique sont principalement des pêcheries récréatives à la ligne. Une licence spécifique (aussi appelée timbre « migrateurs ») est nécessaire pour avoir le droit de pêcher le saumon atlantique en rivière. L'activité des pêcheries est limitée à une partie de l'année à l'aide de périodes de pêche. Une première période de mi-mars à mi-juin où la grande majorité des prélèvements sont des saumons de printemps (les castillons remontant plus tard) et une seconde de mi-juin à mi-septembre où seuls les castillons peuvent être prélevés. Dans certains cas, les membres du COGEPOMI peuvent accorder une extension de la seconde période de pêche jusqu'à mi-octobre. Ces mesures de régulation permettent d'éviter la pêche pendant la période de reproduction des individus. Les prélèvements réalisés lors de ces périodes doivent être déclarés. Ces déclarations sont obligatoires depuis 1987 et sont répertoriées dans la base de données du centre d'interprétation des captures de salmonidés^{1.8}. Le système de régulation des pêcheries récréatives bretonnes a été élaboré en 1996 (Prévost & Porcher, 1996) et n'a pas connu de modification majeure depuis. Ce système repose sur une RCE à échappement fixé à S_{OPT} comme le préconise l'OCSAN. Il est implémenté à l'aide de totaux admissibles de captures (TAC) spécifiques à chaque catégorie d'adulte (castillons et saumons de printemps) et à chaque rivière. Idéalement, ces TAC devraient être déterminés chaque année selon les prédictions de retours d'adultes. Néanmoins, ces TAC ne sont mis à jour que tous les 3 ans et ne tiennent pas compte de la quantité de retours d'adultes susceptibles d'être exploités. Ce système de régulation se traduit en pratique par une RCE à prélèvement fixe car les TAC ont été très peu modifiés au cours du temps (DREAL, 2017). C'est dans ce contexte que les membres du COGEPOMI Bretagne ont souhaité rénover le système de régulation actuel.

^{1.8}https://www6.rennes.inrae.fr/u3e_eng/ABOUT-US/Organisation/The-migratory-fish-hub/CNICS

I.E. Objectifs et démarche générale de la thèse

Existe-t-il des alternatives au système de régulation de la pêche récréative du saumon en Bretagne qui soient à la fois plus performantes et plus en accord avec les préconisations de l'OCSAN ? Cette question est la motivation première de ce travail de thèse. Pour contribuer à y répondre, la démarche générale retenue a consisté à modéliser tout d'abord la dynamique de renouvellement des populations de saumon bretonnes, afin de pouvoir ensuite la simuler sous différents scénarios alternatifs de régulation de l'exploitation par pêche et *in fine* proposer une évaluation comparative des performances de ces derniers. La finalité ultime étant d'éclairer les décisions à prendre pour améliorer la gestion des populations de saumon, le travail a été conduit tout au long de son déroulement en dialogue avec les acteurs de la gestion réunis au sein du COGEPOMI Bretagne. Cette approche participative n'est pas présentée en détail dans ce document. Elle n'en est pas moins cruciale pour renforcer l'adhésion au futur système de régulation (Rey-Valette *et al.*, 2011) et favoriser le respect des mesures qui en découleront (Punt *et al.*, 2014 ; Lorenzen *et al.*, 2016).

Pour mener à bien ce projet, une attention particulière a été portée à valoriser au mieux l'ensemble de données très diverses collectées depuis la fin des années 80 sur les populations de saumon bretonnes. Une démarche de modélisation statistique a été mise en œuvre à cette fin. Les données disponibles ont servi tout d'abord à estimer des séries chronologiques d'abondance à différents stades de vie et pour chaque population. Ces séries ont été utilisées ensuite pour ajuster un modèle général de renouvellement des générations qui tient compte des spécificités de chaque population.

L'OCSAN (NASCO, 2009) préconise dans son approche de précaution une prise en compte aussi complète que possible des incertitudes affectant la gestion des populations de saumon. Ce travail de thèse a donc veillé à intégrer à chacune de ses étapes les principales sources d'incertitudes en jeu. Dans un exercice d'évaluation de scénarios de régulation fondé sur de la modélisation statistique tel que celui conduit ici, on distingue 5 sources d'incertitudes principales (Clark, 2003 ; Lek, 2007 ; Rivot & Parent, 2012 ; Punt *et al.*, 2014) :

- (i) l'incertitude d'observation des séries d'abondance, inhérente à l'échantillonnage des données et aux méthodes de mesures plus ou moins directes de l'abondance.
- (ii) l'incertitude de processus, qui traduit la nature stochastique des phénomènes écologiques et démographiques impliqués dans la dynamique renouvellement des populations.

(iii) l'incertitude d'estimation, qui affecte les grandeurs qui gouvernent le renouvellement des populations et leur exploitation et qui résulte des deux sources d'incertitudes précédentes.

(iv) l'incertitude de modèle, qui reflète le fait que plusieurs modèles peuvent être construits pour décrire un même phénomène, chacun en étant une représentation simplifiée qui tente d'approcher la complexité des processus naturels sous-jacents.

(v) l'incertitude d'implémentation, qui est relative aux scénarios de gestion, dont la mise en œuvre concrète se fait au moyen de mesures de régulation qui ne permettent généralement pas d'atteindre exactement les objectifs visés.

Seule l'incertitude de modèle n'a pas été explicitement considérée dans cette thèse, car il a été jugé que la complexité additionnelle induite par sa prise en compte pouvait ne pas être compatible avec la menée à bonne fin du projet. Une approche de vérification des modèles *a posteriori* (« posterior model checking » ; e.g. Brun *et al.*, 2011 ; Ver Hoef & Boveng, 2015) a cependant été conduite pour s'assurer de l'adéquation entre les données disponibles et les modèles utilisés. La prise en compte des 4 autres sources d'incertitudes a été menée dans le cadre statistique bayésien (Gelman *et al.*, 2013). En se basant sur le raisonnement probabiliste conditionnel (Parent & Bernier, 2007), il facilite leur combinaison pour offrir une évaluation intégrée de l'incertitude conditionnellement aux données d'observation disponibles.

L'étape finale d'évaluation comparative de différents scénarios de régulation de l'exploitation par pêche requiert en amont de clarifier les objectifs poursuivis par les acteurs de la gestion qui peuvent être contradictoires (Punt *et al.*, 2014 ; Kvamsdal *et al.*, 2016). Ainsi la conservation des populations peut être mise à mal par une recherche de captures élevées par les pêcheurs. Une attention particulière a été portée dans ce travail de thèse à clarifier la définition de l'objectif de conservation que l'OCSAN identifie clairement comme la première priorité dont le respect conditionne une éventuelle exploitation. Les recommandations de l'OCSAN relatives à cet objectif sont empreintes d'une certaine ambiguïté qu'il est apparu important de lever. La définition actuelle de la conservation prônée par l'OCSAN a donc été revisitée.

Les travaux conduits dans le cadre de cette thèse pour répondre à la question présentée au début de cette section sont présentés en trois parties chacune composée de deux chapitres. La première partie est relative à la production de séries d'abondance en valorisant la diversité

des données disponibles pour chacune des 18 populations de saumon bretonnes étudiées. Ses deux chapitres sont relatifs à un stade de vie particulier :

- (i) estimation de l'abondance des reproducteurs (stock ; *cf.* chapitre 1) ;
- (ii) estimation de l'abondance des tacons 0+ (recrutement ; *cf.* chapitre 2).

La seconde partie utilise les séries chronologiques produites pour modéliser la dynamique de renouvellement des populations avec :

- (iii) la relation stock-recrutement (des reproducteurs aux tacons 0+ ; *cf.* chapitre 3) ;
- (iv) et la relation recrutement-stock (des tacons 0+ aux reproducteurs; *cf.* chapitre 4).

En s'appuyant sur les deux premières parties, la troisième :

- (v) redéfinit la conservation et propose sur cette base de nouvelles limites de conservation (*cf.* chapitre 5) ;
- (vi) évalue et compare les performances de différents scénarios de régulation des pêcheries récréatives bretonnes (*cf.* chapitre 6).

Le dernier chapitre, qui est le but ultime de la thèse, propose une méthode visant à identifier, à partir d'un large ensemble de scénarios possibles, un sous-ensemble regroupant les plus performants. La maximisation absolue des performances n'a pas été recherchée pour laisser la place à un dialogue avec et entre les acteurs de la gestion en vue du choix qu'il leur reviendra d'opérer. Le sous-ensemble final est de taille suffisamment restreinte pour faciliter la décision des acteurs, tout en leur permettant d'ajuster leur choix en fonction de possibles contraintes ou critères qui n'ont pas forcément été introduits dans l'évaluation.

Partie 1 – Production des séries chronologiques d'abondance

Chapitre II : Modèle d'estimation des séries chronologiques de densité d'œufs (stock)

Ce chapitre est le seul qui a été soumis pour publication au Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences ce qui explique qu'il soit rédigé en anglais. Cette soumission est encore en cours de review.

Taking full advantage of the diverse assemblage of data at hand to produce time series of abundance. A case study on Atlantic salmon populations of Brittany

Lebot Clément^{1,2,3}, Arago Marie-Andrée⁴, Beaulaton Laurent^{3,5}, Germis Gaëlle⁶, Nevoux Marie^{3,7}, Rivot Etienne^{3,7}, Prévost Etienne^{2,3}

¹ UNIV PAU & PAYS ADOUR, Pau, France

² ECOBIOP, INRAE, UNIV PAU & PAYS ADOUR, Saint-Pée-sur-Nivelle, France

³ Management of Diadromous Fish in their Environment, OFB, INRA, INSTITUT AGRO, UNIV PAU & PAYS ADOUR/E2S UPPA, Rennes, France

⁴DIR Bretagne-Pays de la Loire, OFB, Rennes, France ;

⁵ Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, Rennes, France

⁶ Bretagne Grands Migrateurs, Rennes, France

⁷ ESE, Ecology and Ecosystems Health, Institut Agro, INRAE, 35042 Rennes, France

ABSTRACT:

Estimation of abundance with wide spatio-temporal coverage is essential to the assessment and management of wild populations. But, in many cases, data available to estimate abundance time series have diverse forms, variable quality over space and time and they stem from multiple data collection procedures. We developed a Hierarchical Bayesian Modelling (HBM) approach that take full advantage of the diverse assemblage of data at hand to estimate homogeneous time series of abundances. We apply our approach to the estimation of adult abundances of 18 Atlantic salmon populations of Brittany (France) from 1987 to 2017 using catch statistics, environmental covariates, fishing effort and abundance indices. Additional data of total or partial abundance collected in 4 closely monitored populations are also integrated into the analysis. The HBM framework allows the transfer of information from the closely monitored populations to the others. Our results show a general pattern of abundance stability over the period studied. The apparent contradiction with the general claim of an overall decline of Atlantic salmon abundance at the scale of the species distribution range is discussed.

II.A. Introduction

For assessing past and current conservation status of fish populations and providing fisheries management advice, long and reliable time series of abundance with wide spatial coverage are required. Among fish species, anadromous ones are of particular conservation concerns (Limburg & Waldman, 2009). According to Acolas and Lambert (2016), 31% of anadromous fish species with known conservation status are listed as extinct or threatened (critically endangered, endangered or vulnerable). Atlantic salmon is no exception to the rule. Populations of this species have undergone a general decline of abundance during the last four decades (Chaput, 2012 ; ICES, 2020b).

Atlantic salmon reproduces in freshwater, where juveniles grow before undertaking long-distance migrations in the ocean to feeding areas. They return to their natal rivers to spawn (after one or two years at sea, exceptionally three; Webb *et al.*, 2007). Due to this homing behavior, each river flowing into the ocean is usually considered as holding (at least) one distinct salmon population. The implication of this specificity poses a special challenge to resource conservation and management. There are thousands of Atlantic salmon populations (King *et al.*, 2007), many of which are impacted or threatened (if not yet extirpated for a significant proportion) by human activities (*e.g.* damming, contamination, fisheries...). As a result of contrasted local characteristics, the conservation status of Atlantic salmon populations may vary greatly even between neighboring rivers. The river scale is therefore the relevant and recommended spatial scale for the management of salmon stocks. But obviously, even though salmon (Atlantic and Pacific) are one of the most studied species (Prévost & Chaput, 2001), it is not conceivable to survey rigorously every individual river population. To circumvent this difficulty, long term scientific population monitoring has targeted so-called "index rivers" from which more precise knowledge on stock size, *i.e.* on abundance of adult returns, can be obtained and ultimately transferred to unmonitored rivers. Atlantic salmon is a species of great fishing interest (both commercial and recreational) and the resulting catch statistics are often compiled on a river by river basis. These data provide an opportunity to tailor the information brought by index rivers to any exploited river and as such better appraise the abundance of adult returns of any exploited population.

From a statistical point of view, observed catches of Atlantic salmon in rivers can be considered as resulting from a random process conditioned by the underlying abundance of harvestable individuals, that is, adult returning to the river to spawn. Provided that this process is explicitly modeled, catches can be used to infer abundance of adult returns. The accuracy of abundance estimates relies primarily, but not only, on our ability to estimate the proportionality factor or exploitation rate, *i.e.*, the proportion of adult removed by harvesting.

Information on changes in exploitation rates, resulting for example from a change in harvesting effort, in the efficiency of catching gears or from environmental factors, may be difficult to monitor. But in the absence of such information, abundance of adult returns cannot be estimated from time series of catch data without making strong hypotheses on exploitation rates, and even then, the estimates can be strongly biased if the assumptions are wrong (Ricker, 1975 ; Hilborn & Walters, 1992 ; Arreguin-Sanchez, 1996 ; Maunder & Punt, 2004).

Fisheries scientists often face the dilemma of using reliable estimates of abundance with limited spatio-temporal coverage versus using potentially inaccurate abundance estimates with a wider spatio-temporal coverage. But when abundance estimates, derived from fisheries independent data gathered by well controlled scientific protocols, are simultaneously available with catch data offering a wider spatio-temporal coverage, there can be a way out of this dilemma. Exploitation rate can be estimated and extrapolated over other spatio-temporal units. To reduce bias, this extrapolation may require the incorporation of covariates that are correlated with variations of exploitation rate over space and time. The value of the Hierarchical Bayesian Modelling (HBM) framework (Gelman *et al.*, 2013 ; Congdon, 2014) in such cases, where availability of data vary between observation units, has been well established, especially in ecology (Clark, 2003 ; Royle & Dorazio, 2008 ; Parent & Rivot, 2012). The HBM framework facilitates the joint treatment of heterogeneous data sets: it allows the borrowing and transfer of information between data rich and data poor spatio-temporal units, while accounting for the associated uncertainty (*e.g.* Prévost *et al.*, 2003 ; Brun *et al.*, 2011). HBM also facilitates estimation for spatio-temporal units with missing data (*e.g.* Clark & Bjørnstad, 2004) and prediction for new units with no observed data (*e.g.* Prévost *et al.*, 2003).

In this paper, we show how HBM provides the means to produce time series of abundance for a large set of spatio-temporal units by integrating a heterogeneous dataset of catches, abundance of adult returns (total or partial), abundance indices, effort and environmental covariates. We demonstrate our approach with a case study of 18 populations of Atlantic salmon in Brittany, France (figure II.1). A complete set of 31 years (1987-2017) of angling catches is available for each river. Abundances of adult returns are available for 4 river populations over part of the study period; from the Scorff (1994-2017), the Elorn (2007-2017), the Aulne (1999-2017) and the Couesnon (1996-2015) with only partial abundances being available for the last two rivers. Fishing effort data, an environmental covariate potentially influencing exploitation rate (river flow) and an additional regional index of abundance (derived from a fishing logbook survey) are also used to explain variation of catches among years and rivers. Note that all materials needed to run the model (data sets, model script, etc) and to

produce estimates, tables and figures presented in this paper are available at the following link: <https://gitlab.com/clebot/abundance>.

II.B. Materials and methodes

II.B.1. Study site and fishing regulation

In France, freshwater fisheries targeting Atlantic salmon (mainly recreational angling by rod and line) are regulated. A specific license is required and the regular fishing season is divided in two periods; from mid-March to mid-June and from mid-June to mid-September. Fishing dates are established every year at the river scale with some variations between rivers and years. During the first period, (almost) only multi-sea winter (MSW) individuals are caught because this sea-age category is the first to return to rivers. The return migration of one-sea winter fish (1SW) occurs later in the year, essentially after mid-June. To limit the exploitation of MSW fish, their removal is not allowed during the second fishing period.

The declaration of salmon catches in rivers became mandatory in 1987 and nine years later, river-specific annual Total Allowable Catches (TAC) were established (Prévost & Porcher, 1996). In Brittany, TAC are defined for 26 rivers but only the main 18 rivers are considered in this study (figure II.1). These TAC are specific to each sea age category (*i.e.* MSW and 1SW). They are updated on a multiannual basis according to available assessment data. The in-season monitoring of catches is essential, allowing managers to close the fishery if the TAC is reached before the prescribed end of the fishing period. As the 1SW TAC has never been reached in any river to date, an extension of the second fishing period from mid-September to mid-October (even late October in some circumstances) has also been established for some rivers some years. We consider this extension as a third fishing period.

II.B.2. Data

II.B.2.a. Catch

Atlantic salmon catches are collated in a database managed by the “*Centre National d’Interprétation des Captures de Salmonidés*” (CNICS, https://www6.rennes.inrae.fr/u3e_eng/ABOUT-US/Organisation/The-migratory-fish-hub/CNICS). We extracted time-series of annual catches by sea age category for our 18 salmon populations over the period from 1987 to 2017. Sea age is interpreted from the analysis of fish scales samples that fishermen must provide when declaring their catch.

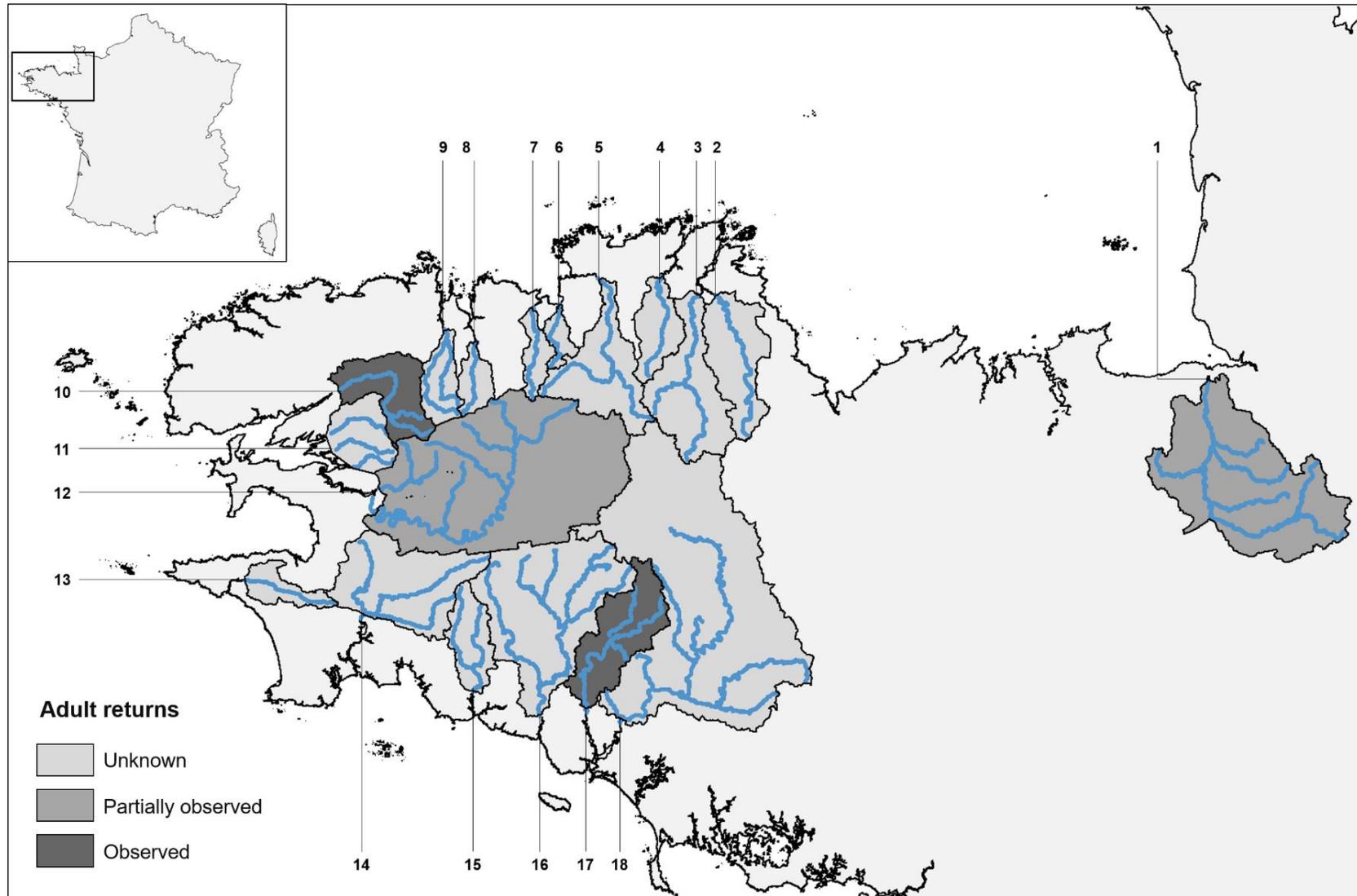


Figure II.1. Rivers of Brittany considered in this study. Rivers are figured in blue. Black lines outline the edges of the watershed associated to each river. A number from 1 to 18 is allocated to each river following a north-eastern to south-eastern rotation (1: Couesnon, 2: Trieux, 3: Leff, 4: Jaudy, 5: Léguer, 6: Yar, 7: Douron, 8: Queffleuth, 9: Penzé, 10: Elorn, 11: Mignonne-Camfrout-Faou, 12: Aulne-Douffine, 13: Goyen, 14: Odet-Jet-Steïr, 15: Aven-Ster Goz, 16: Ellé-Isole, 17: Scorff and 18: Blavet)

II.B.2.b. Covariates of the exploitation rates

River angling catch is related to the number of returning adults through an exploitation rate, which in turn depends on fishing effort. The number of fishing licenses issued annually and the duration of fishing periods are the only information available on fishing effort. The number of licenses is only known at the regional scale (*i.e.* Brittany) and cannot be allocated on a river per river basis. It varies minimally over time (Coefficient of variation of (CV) 11% over the period of study) and preliminary analyses (not reported here) showed no effect of the number of fishing licenses on the variations of the exploitation rate estimates. Thus, the number of licenses has been discarded from our analysis. The duration of the fishing periods is known for every river every year. Hence, for each river and each fishing period, the time-series of fishing effort from 1987 to 2017 corresponds to the number of days when fishing is allowed. Fishing effort is considered separately by fishing period because the effect of one day of fishing is expected to differ between periods, due to variations in the characteristics of the fish exploited, *i.e.* primarily sea age, and in the behavior of the fish and the anglers in each period.

Rod and line catches of salmon can be correlated over time with river flows (Clarke *et al.*, 1990 ; Davidson *et al.*, 1996 ; Crozier & Kennedy, 2001) as they influence exploitation rates. We thus considered river flow as a covariate explaining part of the temporal variability of the exploitation rates. In Brittany, river flows are mainly driven by regional and seasonal patterns of precipitations that are mostly common to all rivers. Three regional river flow indices, one per fishing period, were derived using a subset of rivers for which flow measurements were available for the period 1987 to 2017. For each river, we selected the gauging station nearest to the estuary and computed annual indices by averaging the daily discharge measurements across days and rivers for each fishing period.

II.B.2.c. Abundance of adult returns from monitored rivers

For the Scorff (figure II.1), the total abundance of adult returns by sea age category (1SW and MSW) have been estimated since 1994 using capture-mark-recapture techniques (Servanty Royer & Prévost, 2016 ; Buoro *et al.*, 2019). Sea age is determined from interpretation of scales collected from sampled fish. On the Elorn (figure II.1), direct counting of salmon has been undertaken since 2007 using a video-recording unit. Total returns of 1SW and MSW adults are determined based on the individual length (1SW fish are significantly shorter, more than 10 cm on average, than their MSW counterparts) and the date of observation of each fish (Dartiguelongue, 2017). Given the methods used to quantify adult returns on the Scorff and the Elorn, the estimates of returns are considered to be known without error. The exception is for the Elorn in 2007 when the video-counting was only set up in mid-April, after the beginning

of the period of river entry of MSW individuals. The number of MSW fish counted in 2007 is thus considered as a partial count of the MSW returns.

Information on adult returns is also collected from counting devices on the Aulne (video recording; figure II.1) since 1999 and on the Couesnon since 1996 (acoustic recording and trapping; figure II.1). For both rivers, the characteristics of the facilities and the observation procedures only provide partial counts. The distinction between 1SW and MSW individuals is also based on length and date of observation.

II.B.2.d. River area

Abundance of Atlantic salmon populations are strongly dependent on the size of the home river that supports the juvenile production (Prévost *et al.*, 2001). The size can be quantified by the water surface area that support juvenile production (*i.e.* productive area), expressed in 100 m² of riffle-rapid equivalent (RRE), with riffles and rapids being the preferred habitats for juvenile salmon (Bagliniere & Champigneulle, 1982 ; Bagliniere & Arribe-Moutounet, 1985 ; Prévost & Porcher, 1996). For the rivers of Brittany, habitat areas are derived from habitat cartography data and are regularly updated.

II.B.2.e. Angling logbooks

Logbooks filled by volunteer anglers are also available for the years 1995 to 2017 with the exception of 1998. They were used to compute a Catch Per Unit of Effort (CPUE) index for each fishing period. The logbook data include date, river fished, number of fish caught, and hours fished per fishing trip. An insufficient number of logbooks were available to derive a CPUE index for each river every year. Hence, the CPUE index is computed at the regional scale by pooling all the logbooks collected in Brittany for each year and calculating a CPUE index as number of fish caught per hour of fishing. These CPUE data are used as yearly regional indices of returning salmon abundance.

II.B.3. Model

The simplified direct acyclic graph presented figure II.2 describes the general conditioning structure of the model. At the bottom of the graph are observed data, *i.e.* the catches C and the $CPUE$ indices, that are conditioned by other model quantities but do not condition any other quantity. At the top of the graph are the model parameters ψ and the observed covariates, *i.e.* the regional flow index Q , the river size A and the fishing effort E ; that condition other model quantities but are not conditioned by any other quantity.

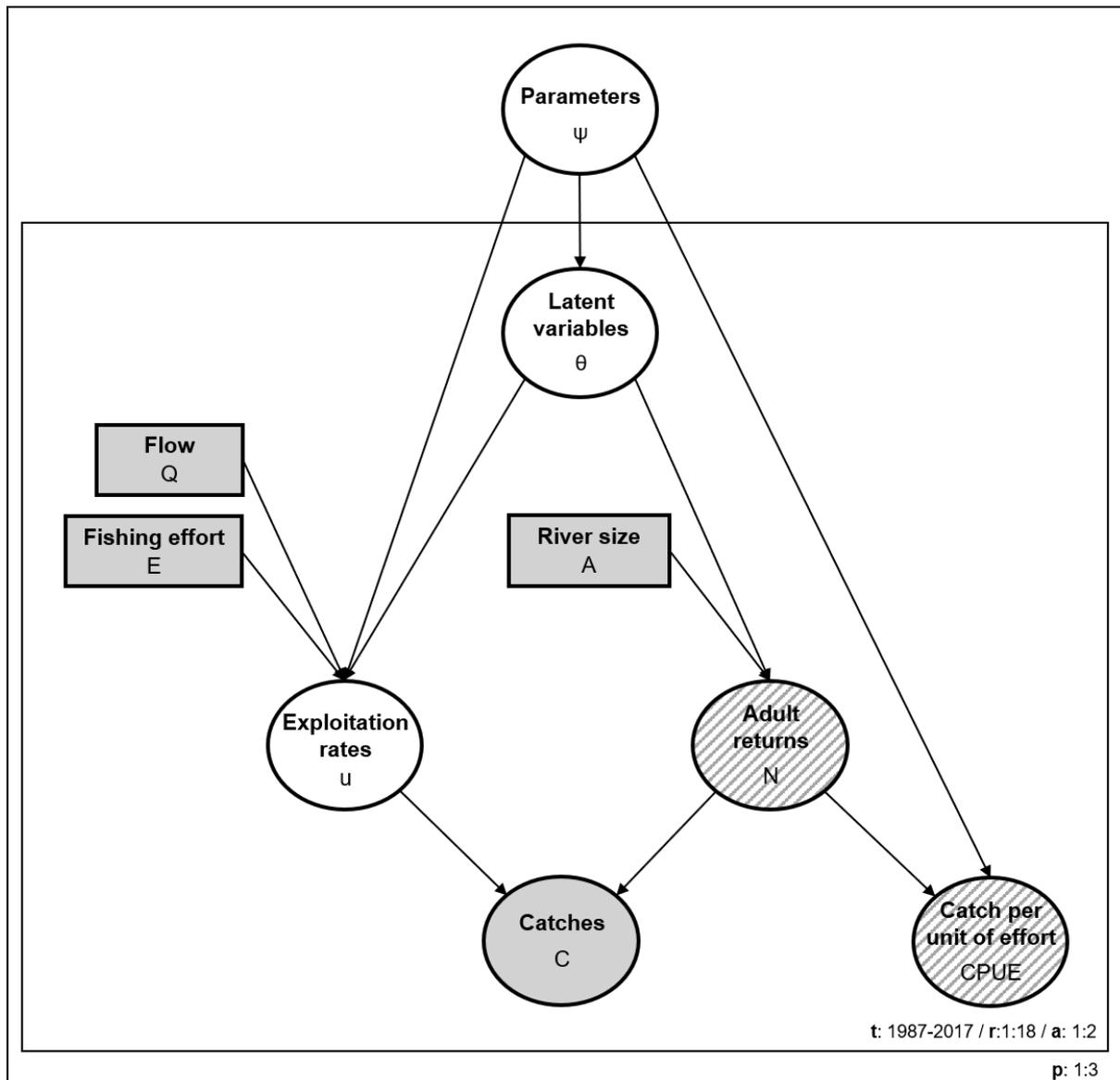


Figure II.2. Simplified Direct Acyclic Graph (DAG) showing the conditioning structure of the model. Model quantities are represented by circles or ellipses, except covariates which are represented by rectangles. They are filled with grey if the quantity is fully observed (known), in white if fully unknown and with stripes if only partly observed. The arrows represent conditioning and are pointing to the conditioned quantity. Frames represent a repetition of structure over to spatial (river, r) or temporal (year, t) units, sea age (a) and fishing period (p). See text for more detailed explanations.

In between, are latent variables θ , *i.e.* intermediate quantities useful to conceptualize the process giving rise to the data, and the quantities of ultimate interest to be estimated, *i.e.* the exploitation rates u and the number of adult returns N , the latter being conditioned by river size A . The catch C is assumed to depend on the adult return abundance N and the exploitation rate u , also called the probability of capture. Part of the variations of the

exploitation rate is explained by two covariates, the regional flow index Q (*i.e.* environmental conditions) and a river-specific measure of fishing effort E , *i.e.* the duration of the fishing period. The regional abundance of adult returns (*i.e.* sum of N over rivers) conditions the $CPUE$ index derived from angling logbooks. The parameters ψ govern the variations over time (year, t), space (river, r) and sea age (a) of the latent variables θ and the quantities of ultimate interest in a hierarchical structure. Most of the model parameters ψ are specific to the fishing period (p). Note that both the adult abundances and the $CPUE$ indices are observed or unknown, according to the river and the year for the former and only the year for the latter.

II.B.4. Model details

Observable quantities and covariates are denoted by capital Roman letters and unobservable quantities by Greek or Roman lowercase letters. The notation $x|y \sim \text{distribution}(y)$ refers to the conditional distribution of x given y . Subscripts indicate the year t , the river r (from 1 = Couesnon to 18 = Blavet; figure II.1), the sea age category a (1 for MSW and 2 for 1SW), and/or the fishing period p (from 1 to 3). A superscript identifies the relationship between variables within the hierarchical structure of the model, that is, μ^q is the mean of the distribution of the quantity denoted q . In linear models, intercepts are denoted α and covariate coefficients or effects are denoted β . These linear model parameters may also be numbered when necessary.

II.B.4.a. Exploitation

The catch $C_{t,r,a}$ of sea age category a , in river r , in year t is assumed to result from a binomial draw in the total number of adult returns $N_{t,r,a}$ with a probability of capture $u_{t,r,a}$ (equation II.1).

$$(II.1) C_{t,r,a}|N_{t,r,a}, u_{t,r,a} \sim \text{Binomial}(N_{t,r,a}, u_{t,r,a})$$

$u_{t,r,a}$ is subsequently referred to as the exploitation rate. It is modeled using a complementary log-log link function (equation II.2 ; Quinn & Deriso, 1999 ; Rago, 2001 ; Congdon, 2014).

$$(II.2) \log(-\log(1-u_{t,r,a})) = \sum_{p=1}^3 I_{t,r,a,p} \times e^{v_{t,r,p}}$$

where $v_{t,r,p}$ is the complementary log-log scaled exploitation rate during the period p for year t in river r .

According to this formulation, the fishing survival probability $1-u_{t,r,a}$ results from three successive survival events, one per fishing period. A binary indicator ($I_{t,r,a,p}$) specifies which fishing period applies to each sea age category, in any given year and river. For the MSW

fish, the binary indicator for the first fishing period ($I_{t,r,1,1}$) equals 1 while $I_{t,r,1,2}$ and $I_{t,r,1,3}$ are 0 because MSW fish can only be retained during the first fishing period. Note however that, due to some exceptional fishery closures, $I_{t,r,1,1}$ may equal 0 in some years for some rivers (e.g. for the Yar in 2016 and 2017). For the 1SW fish, $I_{t,r,2,1}$ equals 0 and $I_{t,r,2,2}$ is almost always 1, while $I_{t,r,2,3}$ equals 0 or 1 according to whether the third fishing period is allowed by managers. $I_{t,r,2,2}$ may exceptionally equal 0 to account for fishery closures occurring the years where water levels were extremely low during summer. Under this formulation, 1SW fish are sequentially and cumulatively exploited during the second and the third period if the latter is open.

The complementary log-log scaled exploitation rate $v_{t,r,p}$ is related to fishing effort (number of days) and flow indices using a linear-normal formulation (equation II.3 and II.4). The linear model coefficients are assumed to vary according to the fishing period. Indeed, the effects of fishing effort and flow on the exploitation rate potentially differ because fishing practices and the behavior of the fish may change according to the season and the fish characteristics (Gueguen & Prouzet, 1994). In the first period, only MSW fish, which are mostly females, are subject to exploitation. The second period corresponds to the peak of 1SW fish river entry, which are smaller and have a more balanced sex ratio (if not dominated by males). In the third period, fishing only occurs on 1SW fish, but many have already spent several weeks in freshwater without feeding and they are closer to spawning time. For consistency with the linear-normal structure of the model, the flow ($Q_{t,p}$) and fishing effort ($E_{t,r,p}$) covariates, which are strictly positive in their natural scale, are log transformed. Centering of log transformed covariates is undertaken thereafter using their mean per fishing period ($\mu_p^{\log(Q)}$ and $\mu_p^{\log(E)}$) to facilitate inferences.

$$(II.3) \ v_{t,r,p} | \mu_{t,r,p}^v, \tau_p^v \sim \text{Normal}(\mu_{t,r,p}^v, \tau_p^v)$$

$$(II.4) \ \mu_{t,r,p}^v = \alpha_{r,p}^v + \beta 1_{r,p}^v \times [\log(Q_{t,p}) - \mu_p^{\log(Q)}] + \beta 2_{r,p}^v \times [\log(E_{t,r,p}) - \mu_p^{\log(E)}]$$

where τ_p^v is the precision of the normal distribution. To account for variations among rivers, the intercepts $\alpha_{r,p}^v$ and the $\beta 1_{r,p}^v$ and $\beta 2_{r,p}^v$ coefficients are river specific and are hierarchically modeled assuming normal distributions with means ($\mu_p^\alpha, \mu_p^{\beta 1}, \mu_p^{\beta 2}$) and precisions ($\tau_p^\alpha, \tau_p^{\beta 1}, \tau_p^{\beta 2}$), respectively, specific to a period (equations II.5, II.6 and II.7).

$$(II.5) \ \alpha_{r,p}^v | \mu_p^\alpha, \tau_p^\alpha \sim \text{Normal}(\mu_p^\alpha, \tau_p^\alpha)$$

$$(II.6) \beta 1_{r,p}^Y | \mu_p^{\beta 1}, \tau_p^{\beta 1} \sim \text{Normal}(\mu_p^{\beta 1}, \tau_p^{\beta 1})$$

$$(II.7) \beta 2_{r,p}^Y | \mu_p^{\beta 2}, \tau_p^{\beta 2} \sim \text{Normal}(\mu_p^{\beta 2}, \tau_p^{\beta 2})$$

II.B.4.b. Adult returns

The number of adult returns $N_{t,r,a}$ is assumed to be Poisson distributed with a mean parameter $n_{t,r,a}$ defined for each year t , river r , and sea age category a (II.8).

$$(II.8) N_{t,r,a} | n_{t,r,a} \sim \text{Poisson}(n_{t,r,a})$$

Adults returns are either observed as on the Scorff and the Elorn, partially observed as on the Couesnon and the Aulne (and the Elorn in 2007 for MSW fish), or unknown in any other instances (figure II.1). On the Couesnon, where available partial counts are most likely a minor fraction of the actual number, these were modeled as censored data, the observed count $NC_{t,r,a}$ being the lower bound of the corresponding Poisson distribution. On the Aulne (and the Elorn MSW in 2007) the partial count is considered to be close to the “true” value. We chose to model these data differently. First trials using censored data led to gross over estimation of adult returns, with unrealistically high values relative to the river size. We therefore modelled the partial counting process of adult returns by means of a binomial distribution, with the “true” abundances of adult returns $N_{t,r,a}$ corresponding to the total number of trials and a counting probability of adult returns $p_{t,r,a}$ (II.9).

$$(II.9) NC_{t,r,a} | N_{t,r,a}, p_{t,r,a} \sim \text{Binomial}(N_{t,r,a}, p_{t,r,a})$$

To constrain the counting probabilities, additional hypotheses based on available expertise were made. First, considering the *a priori* high efficiency of the counting device, we assumed that the counting probabilities of MSW returns were higher than MSW exploitation rates ($u_{t,r,1}$ in equation II.1). Second, we further assumed that the counting probabilities are higher for 1SW compared to MSW fish. Lower river flow during the upstream migration window of 1SW fish (mostly in summer), with fewer flood events, make the counting device more efficient than during MSW migration window (mostly in spring). Both hypotheses were implemented using left-truncated uniform distribution for the counting probabilities (equations II.10 and II.11).

$$(II.10) p_{t,r,1} | u_{t,r,1} \sim \text{Uniform}(u_{t,r,1}, 1)$$

$$(II.11) p_{t,r,2} | p_{t,r,1} \sim \text{Uniform}(p_{t,r,1}, 1)$$

The $CPUE_{t,p}$ is used as an abundance index of the total number of adult returns at the regional scale. It is assumed to be log-normally distributed, with its mean ($\mu_{t,p}^{CPUE}$, log scale) and a precision (τ_p^{CPUE}) specific to the fishing period (II.12). $\mu_{t,p}^{CPUE}$ is expressed as a linear function of the log of the total number of adult returns at the region scale $NT_{t,a}$, with regression coefficients α_p^{CPUE} and β_p^{CPUE} (II.13). A binary index $J_{a,p}$ associates $\mu_{t,p}^{CPUE}$ to $NT_{t,a}$ of the relevant sea age category.

$$(II.12) \log(CPUE_{t,p}) | \mu_{t,p}^{CPUE}, \tau_p^{CPUE} \sim \text{Normal}(\mu_{t,p}^{CPUE}, \tau_p^{CPUE})$$

$$(II.13) \mu_{t,p}^{CPUE} = \alpha_p^{CPUE} + \beta_p^{CPUE} \times \log(\sum_{a=1}^2 J_{a,p} NT_{t,a})$$

Where $J_{1,2}$, $J_{1,3}$ and $J_{2,1}$ are equal to 0 and $J_{1,1}$, $J_{2,2}$ and $J_{2,3}$ are equal to 1. This formulation allows for a potentially non-linear relationship between CPUE and total adult returns in their natural scale (Quinn & Deriso, 1999 ; Harley *et al.*, 2001).

In Atlantic salmon, population size is constrained by and positively dependent on river size (Prévost *et al.*, 2001). Poisson parameter $n_{t,r,a}$ of the adult return distributions (II.8) is the mean number of adult returns per sea age category. Hence, it is computed as the product of the river size $A_{t,r}$ and the adult density $d_{t,r,a}$ per unit of river size (II.14). In accordance with common practice, the riverine wetted area that supports the juvenile production which the returning adults originates from is used as a measure of river size (*e.g.* Prévost *et al.*, 2003). To avoid very low values of $d_{t,r,a}$ and facilitate inferences, unit of river size used was defined as 100 m² of riffles and rapids equivalents.

$$(II.14) n_{t,r,a} = d_{t,r,a} \times A_{t,r}$$

Densities of each sea winter category are computed as a proportion of the total density of adults returning to each river ($d_{t,r}$), 1SW and MSW combined (II.15).

$$(II.15) d_{t,r,a} = d_{t,r} \times q_{t,r,a}$$

The 1SW proportion $q_{t,r,1}$ ($q_{t,r,2} = 1 - q_{t,r,1}$ being the MSW proportion) is a demographic feature that shows limited variations between years and rivers in Brittany (Servanty Royer & Prévost, 2016). They are assumed exchangeable among years and rivers and modelled by a logit-normal distribution (II.16).

$$(II.16) \text{logit}(q_{t,r,1}) | \mu^q, \tau^q \sim \text{Normal}(\mu^q, \tau^q)$$

where μ^d and τ^d are the mean and the precision in the logit scale. Despite standardization by river size, adult densities still vary according to year and river. The log scaled $d_{t,r}$ are thus assumed to be normally distributed with a common precision (τ^d) and a mean $\mu_{t,r}^d$ resulting from the sum of a grand mean $\alpha 1^d$ with additive year $\alpha 2_t^d$ and river $\alpha 3_r^d$ random effects (equations II.17, II.18, II.19 and II.20).

$$(II.17) \log(d_{t,r}) | \mu_{t,r}^d, \tau^d \sim \text{Normal}(\mu_{t,r}^d, \tau^d)$$

$$(II.18) \mu_{t,r}^d = \alpha 1^d + \alpha 2_t^d + \alpha 3_r^d$$

$$(II.19) \alpha 2_t^d | \tau^{\alpha 2} \sim \text{Normal}(0, \tau^{\alpha 2})$$

$$(II.20) \alpha 3_r^d | \tau^{\alpha 3} \sim \text{Normal}(0, \tau^{\alpha 3})$$

where $\tau^{\alpha 2}$ and $\tau^{\alpha 3}$ are the precisions of the year and river effects respectively. To facilitate subsequent statistical inferences, all the precision parameters ($\tau = (\tau_p^\gamma, \tau_p^\alpha, \tau_p^{\beta 1}, \tau_p^{\beta 2}, \tau_p^{CPU E}, \tau^d, \tau^{\alpha 2}, \tau^{\alpha 3})$) are hierarchically modeled by means of a gamma distribution with mean $\mu\tau$ and an inverse scale γ^t (equation II.21, Gelman, 2006).

$$(II.21) \tau \sim \text{Gamma}(\mu^t, \gamma^t)$$

II.B.5. Prior probability distributions and Bayesian inference

Independent prior probability distributions are assigned to the parameters of the model, *i.e.* the quantities of the model not conditioned by any other quantity. Uninformative prior probability distributions are used (table II.1) to ensure that our posterior distributions reflect primarily the information brought by the data. The joint posterior distribution of all unknown quantities was approximated using Markov chain Monte Carlo (MCMC) sampling. All computations were carried out with the JAGS® software (version 4.2.0.; Plummer 2003) running in rjags, Coda and Dclone packages of R (version 3.3.0, www.r-project.org). Three chains with contrasted starting points were run in parallel. After an initial phase of 2,000 iterations for sampler adapting, 10^7 values were drawn for each chain. The convergence of the MCMC sampling was evaluated using the Gelman–Rubin (Rubin & Gelman, 1992) diagnostics and Geweke stationarity tests as implemented in the Coda R package. For all the model parameters, upper limits of the Gelman–Rubin statistics were close to 1 (always lower than 1.1), indicating a good mixing of the MCMC chains, and Geweke tests were successfully passed. A subset of 12 000 values from the three chains (1 iteration out of 250 for each chain) was used to approximate the posterior distributions.

Parameter	Prior distribution			Marginal posterior distribution	
	distribution	mean	sd	mean	sd
Exploitation rates					
μ_1^α	Normal	0	10	-1.97	0.19
μ_2^α	Normal	0	10	-4.04	0.25
μ_3^α	Normal	0	10	-3.45	0.26
$\mu_1^{\beta 1}$	Normal	0	10	0.40	0.12
$\mu_2^{\beta 1}$	Normal	0	10	0.03	0.18
$\mu_3^{\beta 1}$	Normal	0	10	0.09	0.19
$\mu_1^{\beta 1}$	Normal	0	10	-0.04	0.21
$\mu_2^{\beta 2}$	Normal	0	10	0.70	0.26
$\mu_3^{\beta 2}$	Normal	0	10	-0.15	0.38
Abundances					
α_1^{CPUE}	Normal	0	10	-11.21	2.27
α_2^{CPUE}	Normal	0	10	-12.81	3.59
α_3^{CPUE}	Normal	0	10	-12.81	4.19
β_1^{CPUE}	Normal	0	10	0.82	0.33
β_2^{CPUE}	Normal	0	10	0.94	0.40
β_3^{CPUE}	Normal	0	10	0.99	0.46
μ^d	Normal	0	10	1.31	0.07
$\alpha 1^d$	Normal	0	10	-1.21	0.20
Variance parameters					
μ^T	Gamma	0.1	1	5.46	1.09
γ^T	Gamma	0.1	1	0.36	0.19

Table II.1. Statistical summaries (mean and standard deviation) of prior and marginal posterior distributions of the model parameters.

II.C. Results

Prior distributions of the model parameters have been clearly updated *a posteriori*; marginal posterior distributions have a lower dispersion and the means are modified compared to those of the prior distributions (table II.1). The *a posteriori* checking of standardized residuals of the exploitation rates reveal no major contradiction with the assumption of their normal *i.i.d.* distribution.

II.C.1. Exploitation

During the first fishing period, there is an overall positive effect of river flow on the exploitation rates (posterior probability of $\mu_1^{\beta_1} > 0$: 100%). At the river scale, the flow effect is significant (*i.e.* posterior probability of being positive is above 90%) in 12 out of 18 cases, and for the 6 remaining rivers, posterior medians of effects are positive (figure II.3). No general, significant and consistent effect of flow is revealed for the second and third fishing periods although there is a tendency of an overall positive effect for the third period (posterior probability of $\mu_3^{\beta_1} > 0$: 68%). Fishing effort defined as the length of the fishing season has an overall significant and positive effect on the exploitation rate only during the second fishing period (posterior probability of $\mu_2^{\beta_2} > 0$: 99%). For this period, the medians of the posterior estimates are positive for all rivers and the effects are significantly positive for five rivers. There is no general, significant and consistent effect of effort across rivers for the first and third fishing periods. For the first period, there are some contrasted effects among rivers with significantly positive and negative effects for five rivers whereas in the third period, there is only one river with a significant and negative effect of effort, the Couesnon (figure II.3).

The exploitation rate of MSW fish is estimated to be three times higher on average (0.15) than that of 1SW fish (0.05) (table II.2). The decision to open a third fishing period significantly increases the 1SW fishing mortality resulting in an average exploitation rate of 0.08, compared to 0.03 when fishing is closed after the second period. The precision of the exploitation rates estimates vary according to the quality of data available. When abundances are observed, CVs of exploitation rate estimates are low and equal to 19% and 16% on average for MSW and 1SW fish respectively. In contrast, the highest average CVs are for spatio-temporal units where abundances are not observed (MSW: 43%; 1SW: 59%). Intermediate precision is obtained when abundances are partially observed (table II.2).

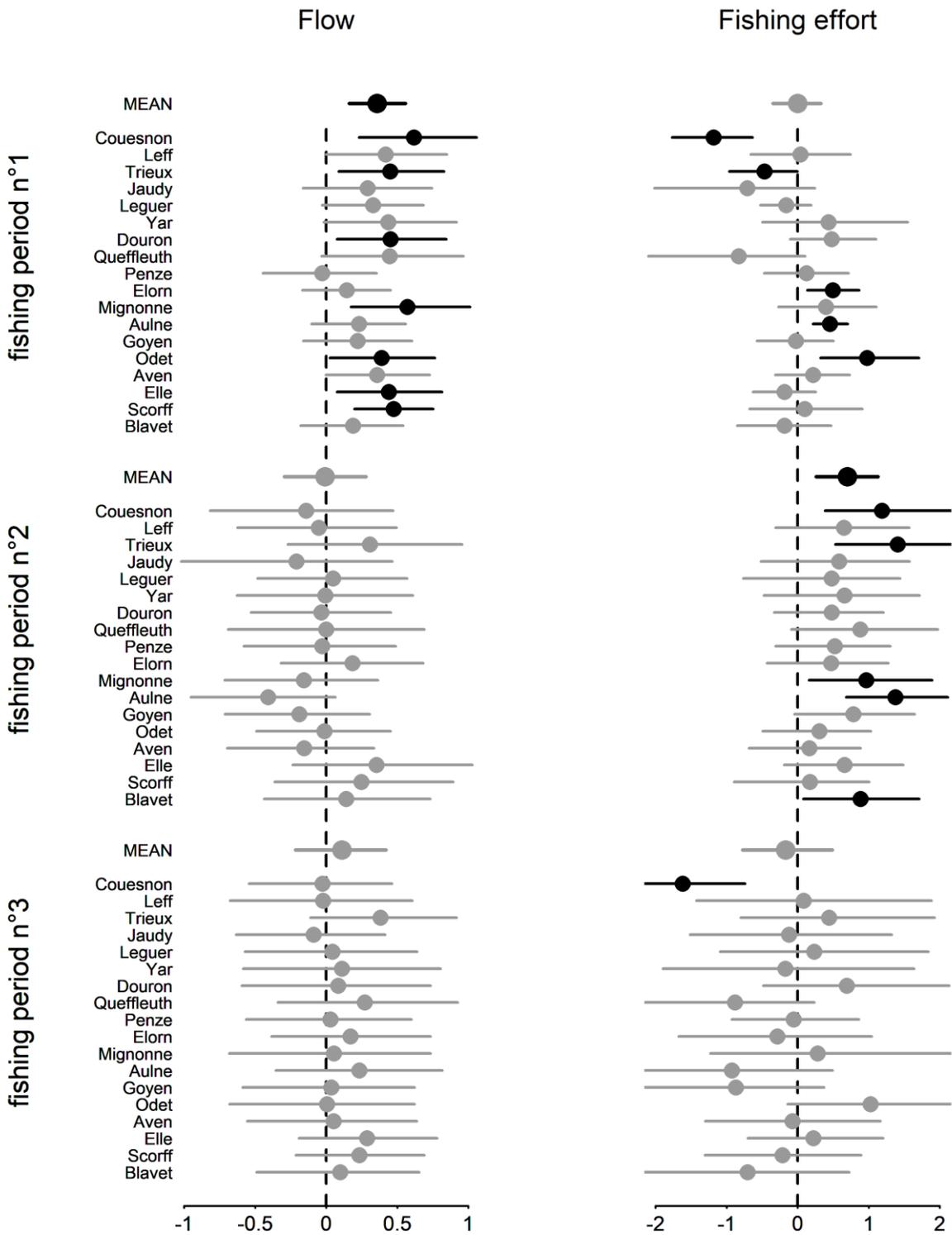


Figure II.3. Marginal posterior distributions of the covariate effects on the complementary log-log scaled exploitation rate (equation II.3, II.4 et II.5). For each fishing period, the hierarchical mean of the covariate effect is presented before the effect of every river. The median (dot) and the 90% BCI (line) of the posterior distribution are displayed. Black: 0 is not included in the 90% BCI. Grey: 0 is included in the 90% BCI.

	Mean	CV			
		Abundance observed	Abundance partially observed	Abundance not observed	Combined
Exploitation rates					
MSW ($u_{t,r,1}$)	0.15	19%	30%	43%	41%
1SW ($u_{t,r,2}$)	0.05	16%	35%	59%	55%
Abundances					
MSW ($N_{t,r,1}$)	148	0%	33%	51%	47%
1SW ($N_{t,r,2}$)	526	0%	30%	48%	44%

Table II.2. Mean and CV of the posterior estimates of exploitation rates and abundances by sea age category. Coefficients of variation (CV) of posterior distributions are averaged over the full set of years and rivers and separately for three subsets according to the quality of the information available on abundance (observed, partially observed and not observed)

Times series of exploitation rates estimates by sea age category may exhibit contrasted patterns through time according to the river. For the majority of the rivers it varies around the mean without clear trend, as shown for the Penzé (figure II.4.d). In contrast, the MSW exploitation rates of the Elorn (figure II.4.a) and the Aulne (figure II.4.b) decrease whereas they increase for the Couesnon (figure II.4.c). For 1SW individuals, two levels of exploitation rates are generally observed depending on the opening vs closure of the third fishing period. This is clearly visible for the Penzé (figure II.4.h) and the Couesnon (figure II.4.g). For the Couesnon, exploitation rates increased dramatically in the last three years to a maximum of 0.36 in 2015. The Aulne exhibits a very singular pattern with a strong rise of the 1SW exploitation rate leading to a peak in 1996 followed by a decrease back to a level just above that observed at the beginning of the time series (figure II.4.f).

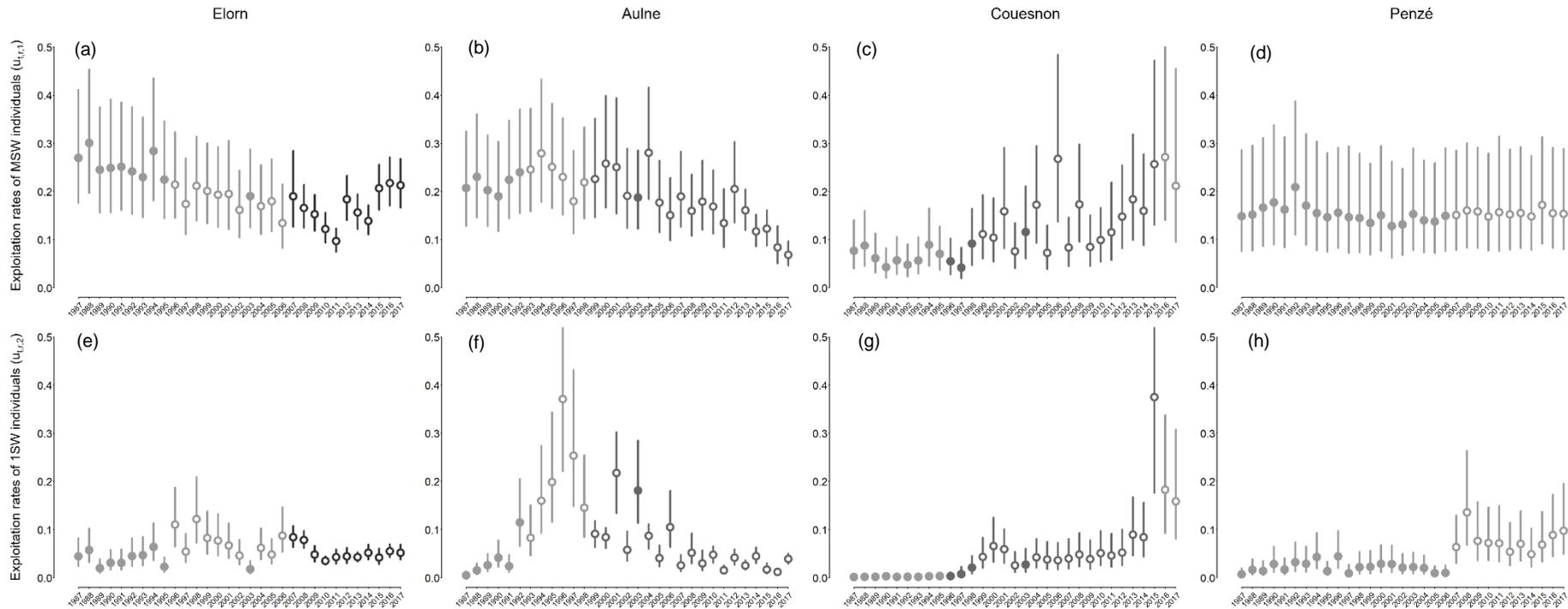


Figure II.4. Time series of annual posterior distributions of exploitation rates by sea age category (MSW and 1SW) from 1987 to 2017 for the Elorn (a and e), the Aulne (b and f), the Couesnon (c and g) and the Penzé (d and h). The median (dot) of coefficients and the 90% BCI (line) of the posterior distributions are displayed. The shade of grey indicates the quality of information available for population abundance: black when abundance is observed, light grey when abundance is not observed and dark grey when abundance is partially observed. For 1SW exploitation rates, empty dots are used when fishing was extended over a third period in autumn.

II.C.2. Adult returns

The $\alpha 1^d$ posterior mean (-1.21; table II.1) corresponds to a mean density of 0.3 adult per 100 m² of productive area. The posterior distributions of the year effects show strong yearly variations in the abundance of adults at the regional scale without any clear temporal trend (figure II.5.a). The lowest estimated abundance overall is in 2010 (median year effect = -0.64 in the log scale): it corresponds to an average yearly density of adults reduced by half relative to the overall mean. Conversely, the highest estimated abundance was in 1996 corresponding to a yearly mean density 1.5 times higher than the overall mean. Most of the posterior medians of the river effects are positive and less than 1 (figure II.5.b). The 90% Bayesian Confidence Interval (BCI) of the rivers effects usually encompass 0, except for four small rivers, the Leff, the Jaudy, the Yar and the Queffleuth, where they are negative.

Associated with the precision of the exploitation rates, the precision of the abundance estimates is dependent on the quality of the data available (table II.2). The CVs equal to 0 when abundance is observed. The average CVs are almost 2 times lower when there are partial observations of abundance than when there are no fishery-independent observations. In the most common case of no fishery-independent data, the uncertainties of the annual abundance estimate remain relatively high, however temporal patterns of variations in abundance are apparent. In the time series of abundance by sea age category of the Elorn, the Aulne, the Couesnon and the Penzé presented for the sake of illustration (figure II.6), posterior medians vary by a factor of 9 for MSW and of 7 for 1SW abundances. Good and bad years are then clearly distinguished, as for instance the peak of abundance for the Aulne in the mid-nineties (figure II.6.b and II.6.f). For the Couesnon, there is also a tendency of higher adult abundance in recent years, especially for 1SW fish (figure II.6.c and II.6.g). These are notable exceptions to the general absence of clear temporal patterns or trends for the other rivers studied. (figure II.6.d. and figure II.6.h).

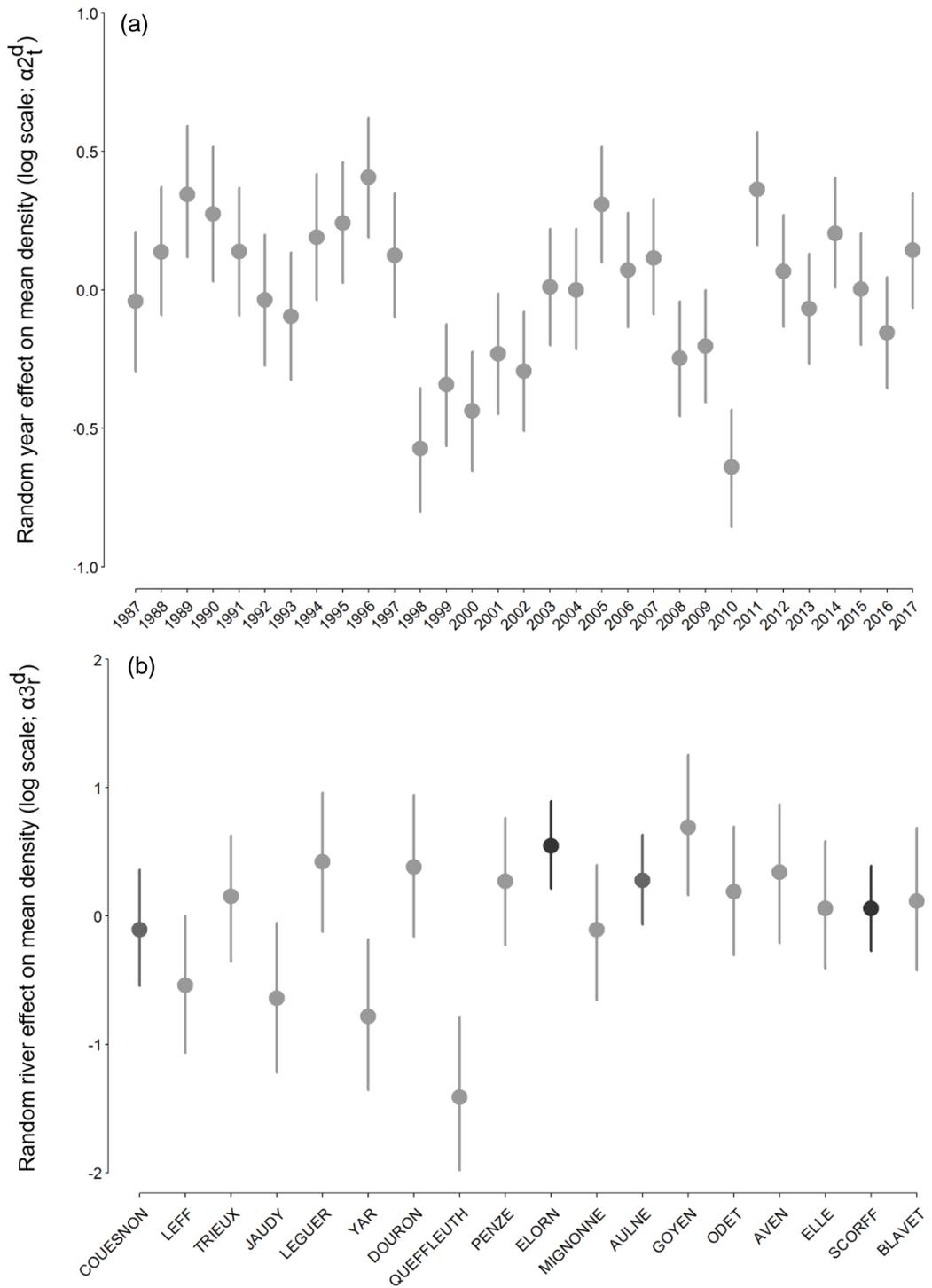


Figure II.5. Marginal posterior distributions of year (a) and river (b) effects of the adult density (log scale, equation 16, 17 and 18). The median (dot) of the effects and the 90% BCI (line) of their distributions are displayed. For river effects, the shade of grey indicates the quality of information available for population abundance: black when abundance is observed (for at least part of the study period), light grey when abundance is not observed and dark grey when abundance is partially observed.

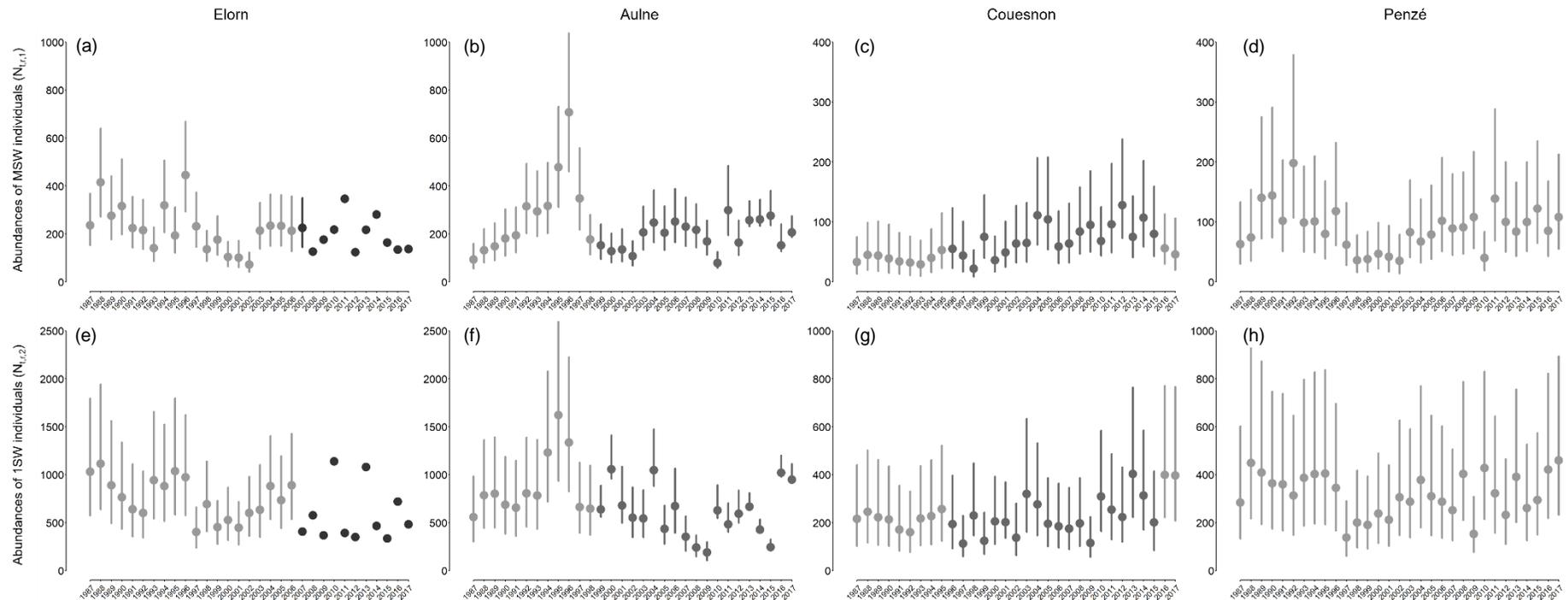


Figure II.6. Time series of posterior distributions of yearly adult abundance by sea age category (MSW and 1SW) from 1987 to 2017 for the Elorn (a and e), the Aulne (b and f), the Couesnon (c and g) and the Penzé (d and h). The median (dot) and the 90% BCI (line) are displayed. The shade of grey indicates the quality of information available for population abundance: black when abundance is observed, light grey when abundance is not observed and dark grey when abundance is partially observed. For 1SW abundance, empty dots are used when fishing was extended over a third period. When abundance is observed only a dot is displayed

II.D. Discussion

The ultimate goal of our work was to develop a statistical modelling approach to estimate abundance time series by taking the fullest advantage of the diverse assemblage of data at hand, namely total or partial abundances of adult returns, abundance indices (CPUE), river-specific catches, environmental covariates (*i.e.* river size and flows) and fishing effort. To do so, we directly draw from the general HBM framework proposed by Brun et al (2011) to derive homogenous series of population(s) abundances from multiple data collection procedures (DCPs). We first considered that abundances were known for some spatio-temporal units of interest, *i.e.* for the Scorff and in more recent years for the Elorn. Partial observations of abundance and fishing were then considered as DCPs. We explicitly modelled the partial observations using two different techniques; by binomial draw or data censoring according to the river specific DCP. Fisheries catches are an additional DCP that apply to the full set of spatio-temporal units. CPUE can be considered as a DCP too but at an aggregated regional level only. A specific and more sophisticated model was set to describe the process generating catch from the underlying abundance. River size, flows and effort measures were used as covariates conditioning abundance or catch through the modelling of the exploitation rates.

The joint treatment of such a heterogeneous assemblage of data sets in a single HBM framework allowed the transfer of information from data rich to data poor spatio-temporal units for the purpose of estimating a homogeneous time series of abundances for the full set of rivers and years, while accounting for their associated uncertainty. Data rich units are often of limited spatio-temporal scope. In our case, the data-rich units, for which both catch and abundance are known, are limited to the Scorff for most years of the time series and to the Elorn in more recent years. By themselves, they are insufficient for providing an overall view of the variations and patterns of evolution of abundance for the full set of rivers and years. However, they play a key role in providing an opportunity to scale the catch to the abundance and to fit the fisheries exploitation model. Data-poor units, for which only catches and associated covariates are available, are the most common observations. Although these data are informative to some extent about abundance, they are not sufficient for deriving meaningful estimates of abundance. When combined with the information brought by data rich units, by means of a unique and consistent HBM framework that jointly treats the full set of spatio-temporal units, they become valuable in contributing to contrast abundance between spatio-temporal units. Ultimately, the strength of the data available determines the uncertainty of the abundance estimates, as shown when comparing the units for which abundance is partially observed with the data-poor ones. The more information is available, the less

uncertain the inferences are.

In this paper, we consider only one model formulation. Given the ultimate objective of our work (*i.e.* the estimation of salmon abundance time series by taking the fullest advantage of the diverse assemblage of data at hand including fisheries catch) and the illustrative purpose of our case study, the testing of alternative hypotheses by means of alternative model formulation was not of primary interest. Other formulations have been tried through the process of elaborating the model version that is ultimately presented. Here as well we followed Brun *et al.* (2011) and adopted their step by step approach of increasing model complexity guided by successive posterior model checking at each step. This approach was preferred to multimodel inferences based on the averaging over various models according to some weighting criterion. Although conceptually attractive, as it allows to incorporate model uncertainty, multimodel inferences are practically difficult given the complexity of our model and the associated computational burden, not to mention the choice of the weighing criterion which is also a matter of debate (Gelman & Rubin, 1995 ; Tenan *et al.*, 2014 ; Ver Hoef & Boveng, 2015).

The relevance of our approach and the associated model is reinforced by the interest of the results we obtained for population and fisheries management advice and their agreement with additional knowledge and expertise not formally included in the model or the data. Without any *a priori* assumptions introduced in our model, MSW exploitation rates are estimated to be three times higher on average than 1SW exploitation rates. Such size-selective exploitation toward larger individuals is common in both aquatic and terrestrial habitats (Fenberg & Roy, 2008). It has been observed in other Atlantic salmon populations of Spain (Consuegra *et al.*, 2005 ; Saura *et al.*, 2010), UK (Gough *et al.*, 1992 ; Quinn *et al.*, 2006 ; Thorley *et al.*, 2007) and Finland (Borgstrøm *et al.*, 2010). Thorley *et al.* (2007) proposed three explanations for this pattern: a longer upstream migration of MSW individuals, a possible higher catchability of MSW individuals due to higher river flow and lower abundances (See Thorley *et al.*, 2007 for more details). In addition, the timing of the fishing season can contribute to size-selective exploitation (Saura *et al.*, 2010 ; Harvey *et al.*, 2017), as for example being a consequence of a longer MSW fishing period. Although the MSW fishing period used to be longer than 1SW fishing period, in recent years this pattern has been reversed in Brittany. Still the MSW exploitation rates remain higher, hence MSW selective exploitation rates in Brittany must be defined by other factors than the timing of the fishing season. An explanation might reside in the behaviour of anglers, who would preferentially target the larger MSW fish. In Brittany, data on fishing effort allocation over time and space allowing to test this hypothesis are scarce. Salanié *et al.* (2004) characterized the fishing effort applied on Atlantic salmon populations of

Brittany in 2002, a year when the duration of the fishing periods were similar for the two sea age categories. They showed that anglers were selective on the sea age category with almost 60% of the fishing trips directed for MSW fish.

Overall positive effects of fishing duration and flow indices on exploitation rates were estimated in this study. Such a result was expected based on the available literature (e.g. Davidson *et al.*, 1996 ; Quinn & Deriso, 1999). But for each covariate, its effect was detected for only one of the three fishing periods, namely the first fishing period for flow and the second fishing period for fishing effort. The absence of a significant flow effect during the second and third fishing periods might be a consequence of river flows generally being low with too limited variation to observe an effect on exploitation rate during these periods. The absence of a fishing effort effect challenges the relevance of using the duration of fishing period as the fishing effort index. Indeed, we suspect that the fishing period duration does not reflect the actual effort resulting from anglers' activity. This lack of relevance of fishing period duration as an index of fishing effort is reinforced by the apparently inconsistent variations in the intensity and direction of its effect on exploitation rate between rivers (Figure II. 3). There may be two reasons for this lack of effect of fishing period duration. First, for a given fishing period duration, the number of fishing trips may vary according to anglers' perception of catch opportunity, the latter depending on both environmental conditions and perceived abundance of fish. But in addition, increased intensity of exploitation may result in a more rapid attainment of the TAC and thus result in a shorter fishing period duration.

Abundance of adult returns shows no clear trend over the last 30 years for the vast majority of Brittany's rivers. This differs from the general patterns reported elsewhere of a widespread North Atlantic decline in abundance over the last four decades (Chaput, 2012 ; ICES, 2020b). This may also appear surprising since the rivers in France are at the southern edge of the distribution range of the species (Webb *et al.*, 2007), and as such would be expected to be negatively impacted by global warming (Lassalle & Rochard, 2009). When considered more carefully, the reported overall declining trend of abundance of Atlantic salmon occurred mainly during the 70's and the 80's. We likely failed to find the declining pattern because our study period starts in 1987. Still recent work from Olmos *et al.* (2019) suggest a declining trend in salmon returns for France even over the period considered in our study. Abundance estimates from Olmos *et al.* (2019) are derived from catch data and assumed exploitation rates from all fisheries, which is different from what is done in this study that estimates exploitation rates from multiple sources of data. The apparent discrepancy between our results and Olmos *et al.* (2019) may also be due to the fact our study considers Brittany only. Although it is the region of France holding the majority of the salmon rivers left in the country, the national scale

declining pattern might be driven by other regions. With regards to the expected detrimental effect of climate change, it must be first noted that Brittany is located significantly above the historical southern edge of the species distribution area (in Portugal). So far, environmental conditions have likely not become detrimental to Atlantic salmon in Brittany rivers (Piou & Prévost, 2013 ; Bal *et al.*, 2014). In addition, mere niche modelling approaches, such as Lassalle & Rochard (2009), are designed to answer broad scale (continent wide) and long term (end of century) questions and tell us little about shorter retrospective and localised impacts of ongoing climate change.

The estimates of abundance for the Couesnon and the Aulne rivers are exceptions to the general stationary pattern of abundance. Our model enabled to detect these river specific patterns of abundance that corresponded to local expertise which was not included in the model. In the Couesnon, the increasing trend of abundance corresponds to the sustained efforts to enhance access and migration to spawning and nursery habitats, to improvements in water quality, and to the effects of stocking. The Aulne has a unique pattern of adult returns in the mid 90's that are twice as high as for the rest of the study period. This sudden rise in the abundances is most likely a consequence of massive juvenile stocking in this river in the early 90's.

Beside temporal patterns, river specific effects are also of interest. Most notably, lower abundances, relative to the productive area available, are estimated for the Leff, the Jaudy, the Yar and the Queffleuth (Figure II. 5). The very low adult returns in the Queffleuth may at least partly be a consequence of the severe impediments to upstream fish passage in its upper estuary. For the three others rivers, there is no obvious explanation and further investigations are needed to disentangle at least three potential causes, namely low juvenile production, dispersion of adults to neighbouring rivers, or underestimation of adult returns due to overestimation of angling exploitation. The last factor cannot be ruled out and is a potential limitation of this modelling approach. With little river specific data for contrasting exploitation intensity between rivers, the hierarchical structure of our model tends to homogenize average exploitation rates among rivers (so called "shrinkage" towards the mean), resulting in a overestimate of the exploitation rates for rivers with low exploitation intensity, which in turn leads to an underestimation of the abundance. In this context the three rivers cited above have very low reported catches and are bordered by two bigger and potentially more attractive rivers for anglers, the Trieux and the Léguer. Better river specific data on fishing effort would certainly help to clarify this concern.

Ultimately, the value of the modelling approach we have proposed resides also in the subsequent usage that is made of time series of abundance for a diverse range of river populations. Estimates of abundance are essential for investigating questions of population dynamics and in the provision of scientific management advice. The abundance estimates generated from this model are currently being used to study the synchrony in the dynamics of the Atlantic salmon metapopulation of Brittany. They are also being used in a regional meta-analysis review of river specific stock-recruitment relationships and the development of river specific reference points for the Atlantic salmon populations of Brittany.

II.E. Transition du retour d'adulte à l'échappement reproducteur

Chez le saumon atlantique, l'échappement reproducteur, *i.e.* la quantité de reproducteurs qui échappe aux pêcheries récréatives est exprimée en quantité d'œufs car la fécondité et la proportion de femelle dans les deux classes d'âges d'adultes sont différentes. La fécondité exprimée en quantité d'œufs par femelle est corrélée positivement à leur taille (Hanson *et al.*, 2020). Les femelles castillons, plus petites que les femelles saumons de printemps, sont donc moins fécondes. La proportion de femelle chez les castillons est aussi plus faible que chez les saumons de printemps. L'échappement reproducteur aussi appelé stock par la suite ($S_{t,r}$, équation II.22) est déduit de la somme des retours d'adultes ayant échappé à la pêche ; il est exprimé en quantité d'œufs et standardisé par la surface ($A_{t,r}$) :

$$(II.22) S_{t,r} = \frac{\sum_a (N_{t,r,a} - C_{t,r,a}) \times G_a \times F_a}{A_{t,r}}$$

Où G_a et F_a correspondent respectivement à la proportion de femelles (80% pour les saumons de printemps et 45% pour les castillons) et à la fécondité moyenne des femelles de chaque classe d'adulte (5569 œufs en moyenne par femelle saumon de printemps et 3485 œufs en moyenne pour les femelles castillons). Ces données sont issues d'observations réalisées sur le Scorff et sont utilisées pour élaborer les TAC (DREAL, 2017). Notez que nous considérons que ces données sont invariantes dans le temps.

Les séries chronologiques de stocks sont présentées figure II.7. Comme pour les effets annuels sur la densité des retours, on n'observe aucune tendance particulière sur la plupart des rivières. Ces tendances sont peut-être masquées par l'incertitude importante des estimations.

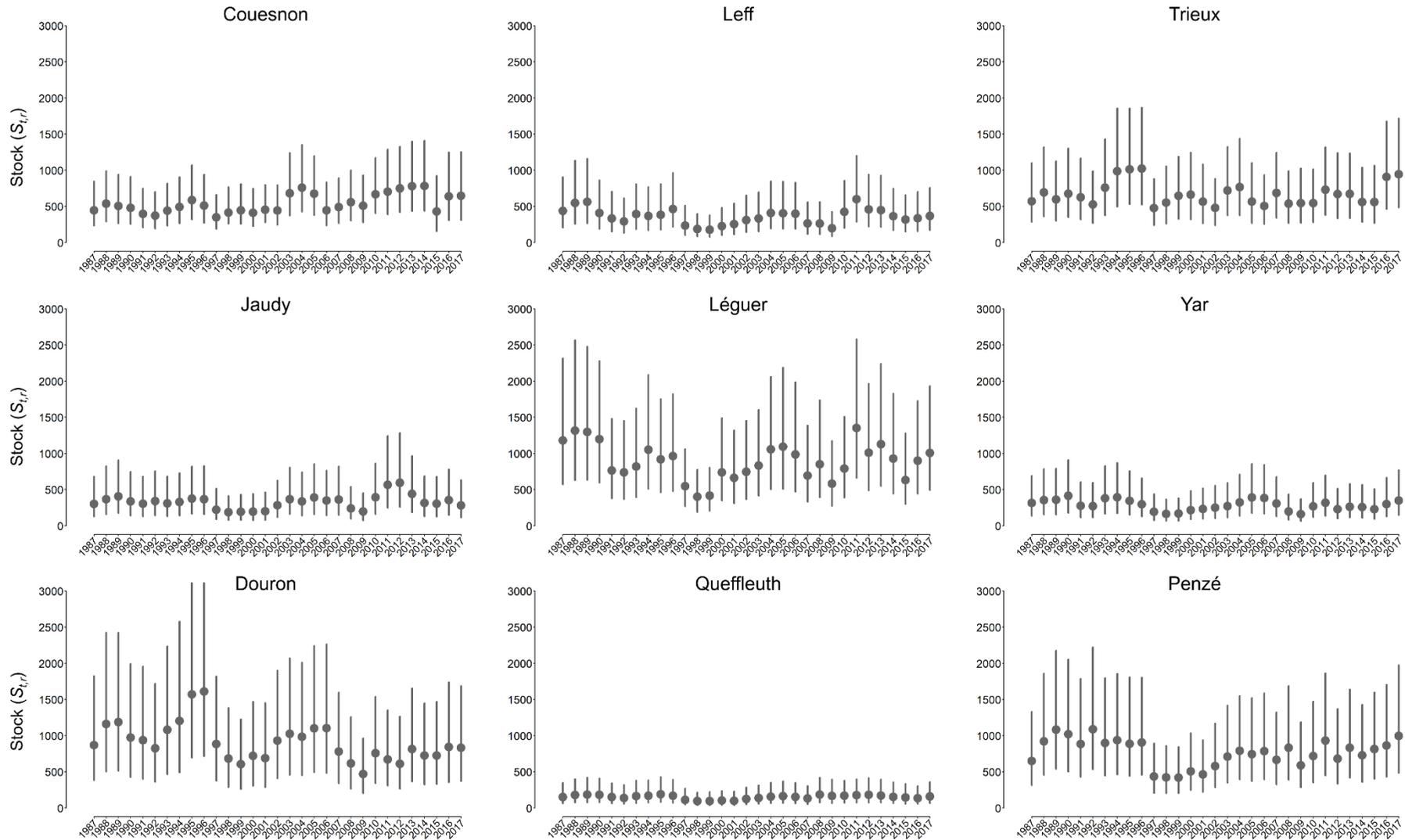


Figure II.7. Séries chronologiques de stocks des 18 rivières bretonnes exprimés en nombre d'œufs pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides. Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité des distributions marginales *a posteriori* des stocks.

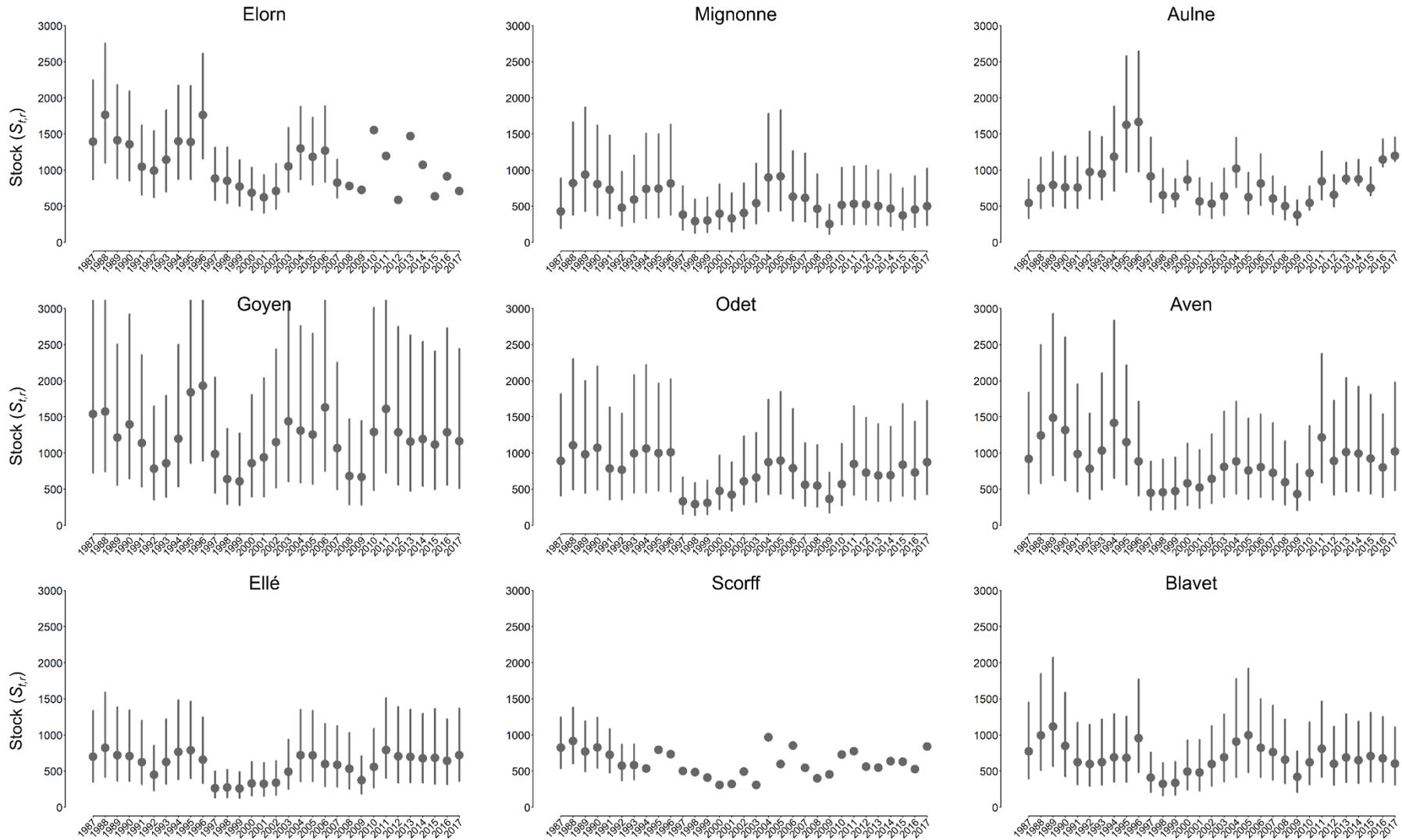


Figure II.7. (suite)

Chapitre III : Modèle d'estimation des séries chronologiques de densité de tacons 0+ (recrutement)

III.A. Introduction

L'acquisition de données indépendantes des pêcheries est essentielle pour l'étude de la dynamique des populations de poissons (Liu *et al.*, 2009). Elles offrent généralement une information plus fiable (Jardim & Ribeiro, 2007) mais sont souvent plus coûteuses à collecter que les données issues des pêcheries (captures, effort de pêche etc. ...). Elles permettent aussi de collecter de l'information sur des stades de vies qui ne sont pas ciblés par les pêcheries. Chez le saumon atlantique, en plus des données de piégeage et de comptage des adultes (cf. chapitre II), d'autres données, relatives aux juvéniles, sont couramment collectées indépendamment des pêcheries (Dauphin *et al.*, 2009 ; Brun *et al.*, 2011).

En France, c'est dans les années 70, que la méthode dite des enlèvements successifs (ES) a été mise en œuvre pour la première fois afin de collecter des données sur l'abondance des juvéniles indépendamment des pêcheries. Cette méthode procède par passages successifs de pêche électrique sur un tronçon bien délimité de la rivière (aussi appelé site), sans remise à l'eau des individus capturés entre les passages. Les effectifs capturés à chaque passage permettent d'estimer le nombre d'individus présent sur le site échantillonné (Bohlin *et al.*, 1990) ainsi que la densité (nombre par m²) si la surface du site échantillonné est connue. Cette méthode présente l'inconvénient d'être coûteuse en temps, en matériels et en personnels mobilisés (Prévost & Baglinière, 1995).

Elle a peu à peu été remplacée par une autre méthode d'échantillonnage qui produit des indices d'abondance (IA) de type CPUE (Prévost & Baglinière, 1995). Plus « légère », elle permet de prospecter un nombre beaucoup plus important de sites avec les mêmes moyens engagés. Elle cible les juvéniles de l'année (aussi appelés tacons 0+). Contrairement à la méthode des ES, elle ne procède qu'à un seul passage de pêche électrique selon un protocole standardisé (Prévost & Baglinière, 1995). Une succession de traits de 5 à 10 secondes sont effectués en remontant le cours de la rivière au niveau d'un site à concurrence de 5 minutes de pêche effective. A chaque trait, les individus capturés sont collectés et l'IA est obtenu en dénombrant les juvéniles capturés sur l'ensemble des traits réalisés. Cet IA représente une mesure relative, *i.e.* comparable entre sites, de la densité de tacons 0+. Pour obtenir une mesure absolue de la densité, il est nécessaire de calibrer la relation entre les IA de type CPUE et les densités estimées par ES.

Prévost et Nihouarn (1999) proposent une méthodologie permettant de calibrer cette relation. Elle se base sur l'échantillonnage d'une cinquantaine de sites répartis sur quatre rivières bretonnes et deux rivières normandes. Chaque site est échantillonné successivement avec les deux méthodes précédemment décrites. Par ce biais, les deux auteurs ont pu estimer le coefficient de proportionnalité gouvernant la relation entre la moyenne du nombre de poissons pêchés en 5 minutes par IA et l'estimation de la densité issue des ES. Par la suite, Dauphin *et al.* (2009), puis Brun *et al.* (2011), ont perfectionné cette approche dans un cadre statistique bayésien pour produire des estimations de densité à partir des IA.

Se basant sur ces travaux, Servanty Royer et Prévost (2016) proposent un modèle hiérarchique bayésien permettant d'estimer la densité de juvéniles de l'année à l'échelle de la totalité d'une rivière. Dans ce modèle, la relation de calibration a été mise à jour pour intégrer l'effet de la largeur de la rivière au niveau d'un site sur le coefficient de proportionnalité entre IA et densité comme le préconisaient Prévost et Nihouarn (1999). La densité totale de la rivière est déduite de celles estimées pour chaque site de la rivière. Ce modèle a été appliqué à trois rivières, l'Oir, le Scorff et la Nivelle et a permis d'estimer les densités de juvéniles de l'année sur les 30 dernières années.

Depuis le début des années 90, le suivi des juvéniles de l'année par la méthode IA s'est généralisé. Aujourd'hui en Bretagne, plus de 200 sites répartis sur une vingtaine de rivières sont échantillonnés chaque année. L'objectif de ce chapitre est d'étendre la méthodologie de Servanty Royer et Prévost (2016), telle que mise à jour par Buoro *et al.* (2019), pour estimer les densités de juvéniles de l'année des 18 rivières bretonnes que l'on considère dans le cadre de cette thèse. Pour cela, nous avons adapté le modèle hiérarchique développé par Servanty Royer et Prévost (2016) pour qu'il soit applicable à l'ensemble de ces rivières. Le nouveau modèle valorise à la fois :

- les données de Prévost et Nihouarn (1999), qui permettent de calibrer la relation entre les IA et les ES ;
- les IA et les largeurs mesurés lors des campagnes d'échantillonnage réalisées sur les 18 rivières étudiées ;
- la cartographie par type d'habitat (*i.e.* faciès d'écoulement) des surfaces en eau colonisées par le saumon par ailleurs disponibles pour chacune des 18 rivières.

Ce vaste ensemble de données permet de produire *in fine* des séries chronologiques de densité de tacons 0+ à l'échelle de chaque cours d'eau.

III.B. Matériels et méthodes

III.B.1. Données

Les données utilisées dans les travaux de Prévost et Nihouarn (1999) pour calibrer la relation de proportionnalité entre les estimations de densité obtenus par ES et les IA de type CPUE ont été collectées entre 1992 et 1997 sur 52 sites répartis sur 4 rivières bretonnes et 2 normandes. Chaque site est échantillonné selon les deux méthodes à moins de 15 jours d'intervalle. Pour chaque site échantillonné, nous disposons du nombre d'individus capturés lors des deux enlèvements successifs, d'un IA, de la surface du site prospecté et de la largeur moyenne du lit mineur de la rivière. La surface est exprimée en centaine de m² d'équivalent radiers-rapides, qui sont les deux habitats les plus propices au développement des tacons 0+ (Bagliniere & Champigneulle, 1982).

Depuis 1997, la méthode des IA s'est généralisée à l'ensemble de la Bretagne (tableau III.1). Aujourd'hui, les IA sont collectés sur plus d'une vingtaine de rivières par les fédérations départementales des associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques (FDAAPPMA), mais seuls ceux des 18 rivières considérées dans le cadre de cette thèse ont été conservés. Le Scorff est la rivière qui bénéficie du suivi le plus rapproché. Chaque année depuis 1993 des IA y sont collectés sur plus de 40 sites (entre 42 et 49 selon les années). La densité d'échantillonnage est d'environ 2 sites pour 10000 m² d'équivalent radiers-rapides (tableau III.1). Sur les autres rivières, les suivis ont dans la majorité des cas (13 rivières sur 18) débuté entre la fin des années 90 et le début des années 2000 et la densité d'échantillonnage ne dépasse généralement pas un site pour 10000 m² d'équivalent radiers-rapides (à l'exception du Jaudy). La Mignonne fait l'objet du suivi le plus récent (début en 2012). Les séries chronologiques d'IA analysées s'arrêtent toutes en 2017 ; les données plus récentes n'ayant pas pu être traitées dans le temps imparti de cette thèse.

Rivières	Période d'échantillonnage	Nombre de sites	Densité d'échantillonnage
Couesnon	2002-2017	11-12	0.99-1.08
Leff	1997-2017	5-8	0.69-1.11
Trieux	1997-2017	14-18	0.66-0.84
Jaudy	1999-2017	5-10	1.05-2.1
Leguer	1998-2017	14-20	0.58-0.82
Yar	2002-2017	2-3	0.54-0.81
Douron	1998-2017	6-7	0.77-0.9
Queffleuth	2011-2017	6-7	1.2-1.4
Penze	2008-2017	8-10	0.73-0.91
Elorn	1998-2017	12-14	0.72-0.84
Mignonne	2012-2017	7	1.03
Aulne	1997-2017	12-21	0.53-1.09
Goyen	2002-2017	2-4	0.41-0.82
Odet	1994-2017	14-15	0.56-0.6
Aven	2004-2017	9	0.63
Elle	2002-2017	30-34	0.47-0.53
Scorff	1993-2017	42-49	1.96-2.58
Blavet	2001-2017	18-22	0.55-0.67

Tableau III.1. Résumé des suivis par la méthode des IA de type CPUE (période d'échantillonnage, nombre de sites et densité d'échantillonnage) réalisés sur les 18 rivières bretonnes étudiées. Le nombre de sites échantillonnés sur une même rivière ainsi que la densité d'échantillonnage pouvant fluctuer en fonction des années, les *minima* et *maxima* sont présentés. Les densités d'échantillonnage ont été calculées en divisant le nombre de sites par les surfaces d'équivalent radiers-rapides de chaque rivière^{III.1}. Elles sont exprimées en nombre de sites pour 10000 m².

^{III.1} données disponibles ici :

<https://gitlab.com/clebot/abundance/-/blob/master/adultabundance/data/SRR.txt>

III.B.2. Modèle

III.B.2.a. Calibration

Enlèvements Successifs

Pour chaque site i échantillonné lors de la phase de calibration et chaque enlèvement (ou passage) e , le processus de capture est modélisé à l'aide d'une distribution binomiale de paramètres $n_{i,e}$, le nombre total d'individus présents avant l'enlèvement e sur le site i , et $p_{i,e}$, la probabilité de capture sur le site i lors de l'enlèvement e (III.1).

$$(III.1) \quad C_{i,e} | n_{i,e}, p_{i,e} \sim \text{Binomial}(n_{i,e}, p_{i,e})$$

Le nombre total d'individus présents avant le premier passage ($n_{i,1}$) correspond à l'abondance totale sur le site i . Il est modélisé à l'aide d'une loi de Poisson de moyenne δ_i (III.2). La probabilité de capture lors de ce passage est issue d'une loi normale en échelle logit de moyenne μ^p et d'écart-type σ^p (III.3).

$$(III.2) \quad n_{i,1} | \delta_i \sim \text{Poisson}(\delta_i)$$

$$(III.3) \quad \text{logit}(p_{i,1}) | \mu^p, \sigma^p \sim \text{Normal}(\mu^p, \sigma^p)$$

Après le premier passage, l'abondance restante $n_{i,2}$ est définie comme l'abondance totale moins la capture réalisée lors du premier passage (III.4).

$$(III.4) \quad n_{i,2} = n_{i,1} - C_{i,1}$$

Plusieurs études ont montrées que lors d'expériences d'ES, la probabilité de capture diminue au fur et à mesure des passages (Peterson *et al.*, 2004 ; Rosenberger & Dunham, 2005 ; Mäntyniemi *et al.*, 2005). Ce phénomène a été intégré en définissant le logit de la probabilité de capture lors du second passage comme étant égale au logit de la probabilité de capture lors du premier passage moins une quantité inconnue ε définie positivement (III.5).

$$(III.5) \quad \text{logit}(p_{i,2}) = \text{logit}(p_{i,1}) - \varepsilon$$

La moyenne de l'abondance (δ_i) est le produit de la densité et de la surface en équivalent radiers-rapides du site i (III.6).

$$(III.6) \quad \delta_i = d_i \times A_i$$

Toutes les densités locales d_i sont considérées échangeables et modélisées à l'aide d'une loi Gamma avec une moyenne unique μ^d et un paramètre d'échelle inverse γ^d (III.7).

$$(III.7) \quad d_i | \mu^d, \gamma^d \sim \text{Gamma}(\mu^d, \gamma^d)$$

IA et relation de proportionnalité avec la densité

Le processus d'observation des IA est modélisé par une loi Binomiale Négative de moyenne μ_i^{IA} et de paramètre d'échelle γ^{IA} (III.8) ; Dauphin *et al.* 2009).

$$(III.8) \quad IA_i | \mu_i^{IA}, \gamma^{IA} \sim \text{Binomiale Négative}(\mu_i^{IA}, \gamma^{IA})$$

La moyenne de l'IA (μ_i^{IA}) est supposée proportionnelle à la densité (III.9).

$$(III.9) \quad \mu_i^{IA} = d_i \times \eta_i$$

La variable η_i correspond au coefficient de proportionnalité entre l'IA moyen et la densité. Ce coefficient est défini pour chaque site i car il est supposé être linéairement corrélé en échelle logarithmique à la largeur moyenne du lit de la rivière (équation III.10; Servanty Royer & Prévost 2016). Cette relation est régie par deux paramètres, α^η l'ordonnée à l'origine et β^η le coefficient de corrélation.

$$(III.10) \quad \log(\eta_i) = \alpha^\eta + \beta^\eta * \log(W_i)$$

Les IA issus des suivis des 18 rivières étudiées

Les IA ($IA_{t,r,j}$) issus des campagnes d'échantillonnage annuelles menées sur nos 18 rivières d'intérêt sont modélisés de la même façon que ceux utilisés pour la calibration. Le coefficient de proportionnalité entre les IA et les densités $d_{t,r,j}$ est calculé grâce aux données de largeurs des sites échantillonnés ainsi qu'aux coefficients α^η et β^η . Le processus gouvernant ces densités est modélisé à l'aide d'une loi log normale d'écart-type σ^d et de moyenne $\mu_{t,r}^d$ définie comme la somme d'une moyenne générale $\alpha 1^d$, d'un effet annuel aléatoire $\alpha 2_t^d$ et d'un effet rivière aléatoire $\alpha 3_r^d$ (III.11) et (III.12).

$$(III.11) \quad \log(d_{t,r,j}) | \mu_{t,r}^d, \sigma^d \sim \text{Normal}(\mu_{t,r}^d, \sigma^d)$$

$$(III.12) \quad \mu_{t,r}^d = \alpha 1^d + \alpha 2_t^d + \alpha 3_r^d$$

Les effets aléatoires sont modélisés à l'aide de lois normales centrées sur zéro et d'écart-types $\sigma^{\alpha 2}$ et $\sigma^{\alpha 3}$ (III.13) et (III.14).

$$(III.13) \quad \alpha 2_t^d | \sigma^{\alpha 2} \sim \text{Normal}(0, \sigma^{\alpha 2})$$

$$(III.14) \quad \alpha 3_r^d | \sigma^{\alpha 3} \sim \text{Normal}(0, \sigma^{\alpha 3})$$

Enfin, la densité $d_{t,r}$ présente l'année t à l'échelle de la rivière r est définie comme la somme des abondances présentes sur chaque site de la rivière $\sum_{j \in r} N_{t,r,j}$ pondérée par la surface totale des sites échantillonnés $\sum_{j \in r} A_{t,r,j}$ (III.15).

$$(III.15) \quad d_{t,r} = \frac{\sum_{j \in r} N_{t,r,j}}{\sum_{j \in r} A_{t,r,j}}$$

L'abondance de chaque site étant définie comme la combinaison des densités locales et de la surface du site échantillonné (III.16).

$$(III.16) \quad N_{t,r,j} = d_{t,r,j} * A_{t,r,j}$$

III.B.3. Distributions *a priori* et inférences bayésiennes

Une distribution *a priori* a été attribuée à chaque paramètre du modèle, c'est-à-dire à chaque quantité du modèle qui n'est conditionnée par aucune autre. Seules des distributions *a priori* non informatives ont été utilisées (tableau III.2) pour s'assurer que les distributions *a posteriori* estimées par le modèle reflètent principalement l'information provenant des données. Les inférences bayésiennes ont été réalisées à l'aide du logiciel OpenBUGS © (version 3.2.3 rev 1012). Ce logiciel utilise des méthodes d'échantillonnage MCMC (Monte-Carlo Markov chain) pour estimer la distribution *a posteriori* jointe de toutes les quantités inconnues du modèle. Trois chaînes avec différentes valeurs initiales ont été utilisées. Après une phase initiale de 10000 itérations (aussi appelée « burn-in »), 40000 itérations ont été réalisées sur chaque chaîne. Les résultats présentés par la suite sont issus d'un sous-échantillonnage de 12000 itérations, 4000 itérations par chaîne (soit 1 itération sur 10 conservée). La convergence des chaînes MCMC a été vérifiée à l'aide du critère de Gelman et Rubin (Rubin & Gelman, 1992).

III.C. Résultats et discussion

Les résultats correspondant à la calibration des deux méthodes d'échantillonnage à partir des données de Prévost et Nihouarn (1999) ne seront pas présentés par la suite car ils sont déjà développés dans Servanty Royer et Prévost (2016). Les distributions *a priori* des paramètres du modèle ont été clairement mises à jour *a posteriori*. En effet, les distributions marginales *a posteriori* des paramètres ont une dispersion plus faible et une moyenne différente de celles des distributions *a priori* (tableau III.2). Les hypothèses de normalité et d'homogénéité des résidus de densités standardisés sont vérifiées.

Paramètres	Distribution <i>a priori</i>			Distribution marginale <i>a posteriori</i>	
	distribution	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
μ^p	Bêta	0.5	0.29	0.59	0.07
σ^p	Uniforme	5	2.89	0.91	0.17
ε	Normale	0	10	0.82	0.15
μ^d	Gamma	100	100	15.43	3.48
γ^d	Gamma	1	10	0.04	0.01
γ^{IA}	Gamma	1	10	0.50	0.26
α^η	Normale	0	$\sqrt{10}$	-0.14	0.21
β^η	Normale	0	$\sqrt{10}$	0.42	0.10
Densité					
σ^d	Uniforme	5	2.89	0.97	0.04
$\alpha 1^d$	Normal	0	10	2.10	0.16
$\sigma^{\alpha 2}$	Uniforme	5	2.89	0.49	0.08
$\sigma^{\alpha 3}$	Uniforme	5	2.89	0.38	0.08

Tableau III.2. Résumé statistique (moyennes et écart-types) des distributions *a priori* et des distributions marginales *a posteriori* des paramètres du modèle.

La moyenne de la distribution marginale *a posteriori* de $\alpha 1^d$ (équation III.12), la densité moyenne de tacons 0+ en échelle logarithmique tous sites confondus correspond à une densité moyenne de tacons 0+ par site de 8.2 individus pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides (tableau III.2). Les distributions marginales *a posteriori* des effets aléatoires annuels ($\alpha 2_t^d$, 12) mettent en évidence une augmentation progressive de la densité sur les sites échantillonnés. (figure III.1.a). La valeur moyenne de l'effet aléatoire annuel passe de -0.79 en 1993 à 0.24 en 2017, soit une augmentation d'un facteur 3 de la densité en échelle naturelle

au cours de la période étudiée. C'est en 1998 qu'on observe les densités les plus faibles avec une densité par site divisée en moyenne par 3 par rapport à la valeur moyenne (moyenne de l'effet aléatoire de 1998 égale à -1.22 soit 0.3 en échelle naturelle). A l'inverse, l'année 2011 a été la plus prolifique. Cette année-là, les densités de tacons 0+ sur les sites échantillonnés ont été en moyenne multipliées par 2 (moyenne de l'effet aléatoire de 2011 égale à 0.64 soit 1.9 en échelle naturelle).

Les distributions marginales *a posteriori* des effets aléatoires rivières (α_3^d) mettent en évidence une augmentation progressive de la valeur des effets selon un gradient Est-Ouest (figure III.1.b) Les effets des rivières situées les plus à l'Est de la Bretagne, à savoir, le Couesnon, le Leff, le Trieux, l'Aven, l'Ellé, le Scorff et le Blavet, sont en moyenne inférieurs à 0. A mesure que l'on se déplace vers l'Ouest, soit vers le centre du graphique, la valeur des effets augmente et devient supérieure à 0. Trois rivières situées à l'Ouest de la Bretagne, le Yar, la Penzé et l'Aulne, font cependant exception à ce patron avec des effets inférieurs à 0 comme les rivières situées à l'Est de la Bretagne. Le Blavet présente les densités les plus faibles avec une densité en moyenne divisée par deux comparée aux autres rivières (moyenne de l'effet aléatoire égale à -0.58 soit 0.56 en échelle naturelle). Le Léguer présente les densités les plus élevées en moyenne (1.8 fois la moyenne bretonne, moyenne de l'effet aléatoire égale à 0.59 en échelle logarithmique).

Pour la plupart des rivières, on n'observe pas de patron temporel particulier de la densité (figure III.2) : la densité oscille autour d'une valeur moyenne propre à chaque rivière sans tendance particulière. L'augmentation de la densité observée à l'échelle de l'ensemble des sites étudiés ne se manifeste à l'échelle des rivières que sur quatre d'entre elles, le Léguer, l'Elorn, l'Aulne et le Scorff (figure III.2). Sur le Scorff, la densité a été multipliée par 3 au cours de la période étudiée. Au début des années 90, les densités de tacons 0+ fluctuaient autour de 5 individus pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides alors qu'aujourd'hui elles oscillent autour de 15. Cette hausse de la densité est encore plus marquée sur le Léguer et l'Elorn. Sur ces deux rivières, la densité a été multipliée par 6, passant d'environ 5 individus pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides au début de leur série chronologique à 30 ces dernières années. La densité de tacons 0+ ne décroît que sur une rivière, le Yar : elle a été divisée par 2 depuis le début des années 2000.

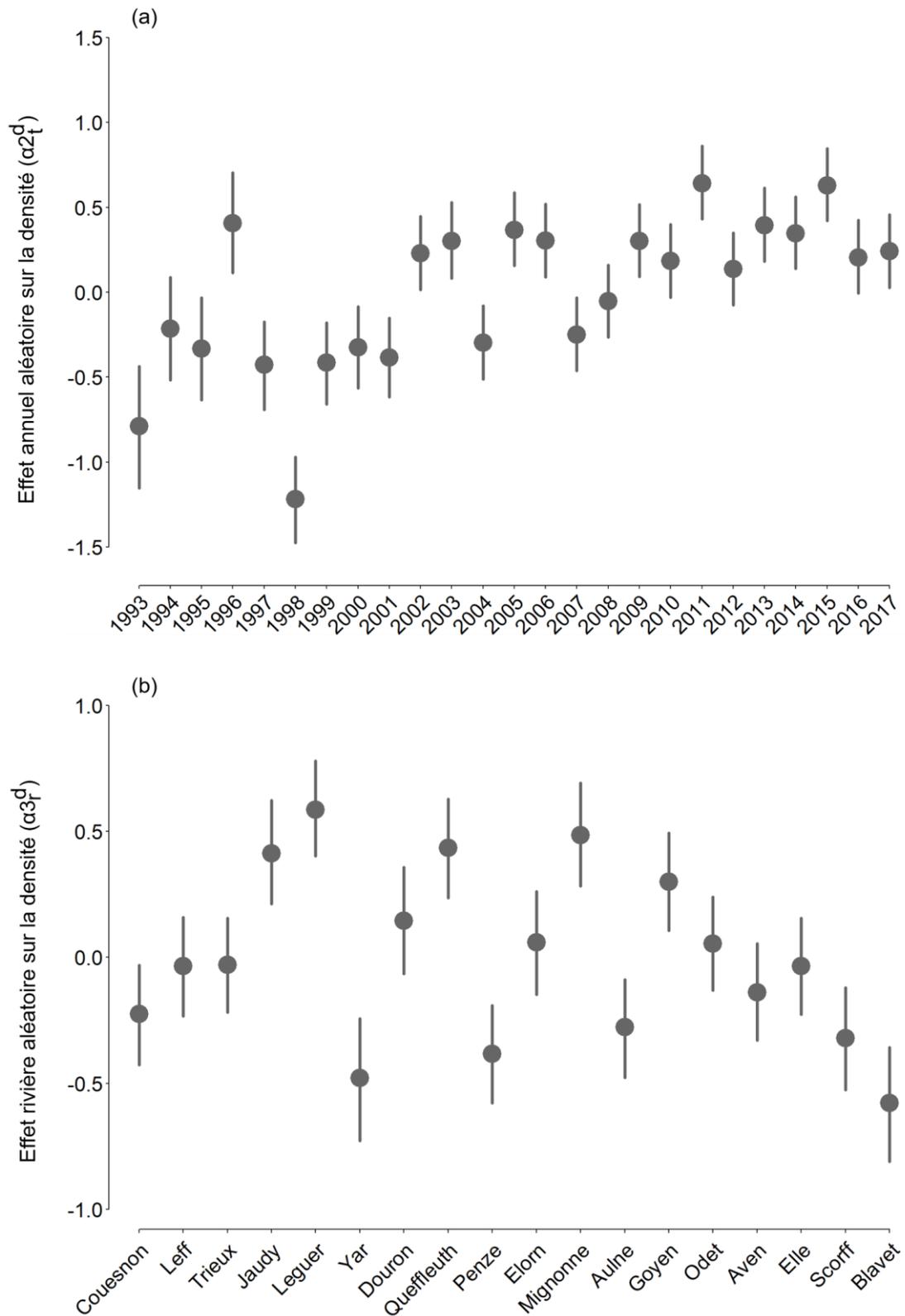


Figure III.1. Distributions marginales *a posteriori* des effets années (a) et rivières (b) sur la densité en tacons 0+ des sites échantillonnés. Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité.

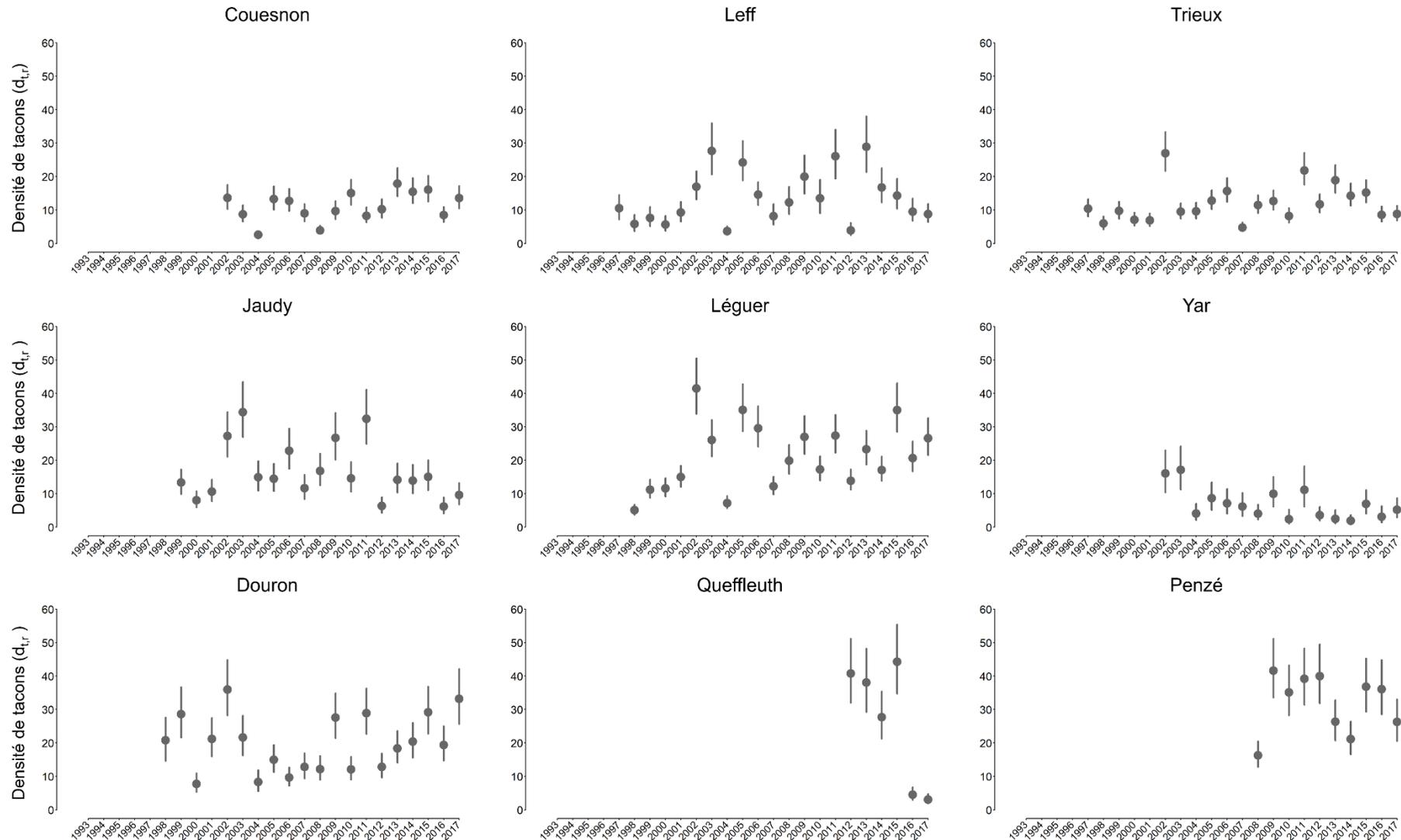


Figure III.2. Séries chronologiques des densités de tacons 0+ des 18 rivières bretonnes exprimées en nombre d'individus pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides. Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité des distributions marginales *a posteriori* des densités.

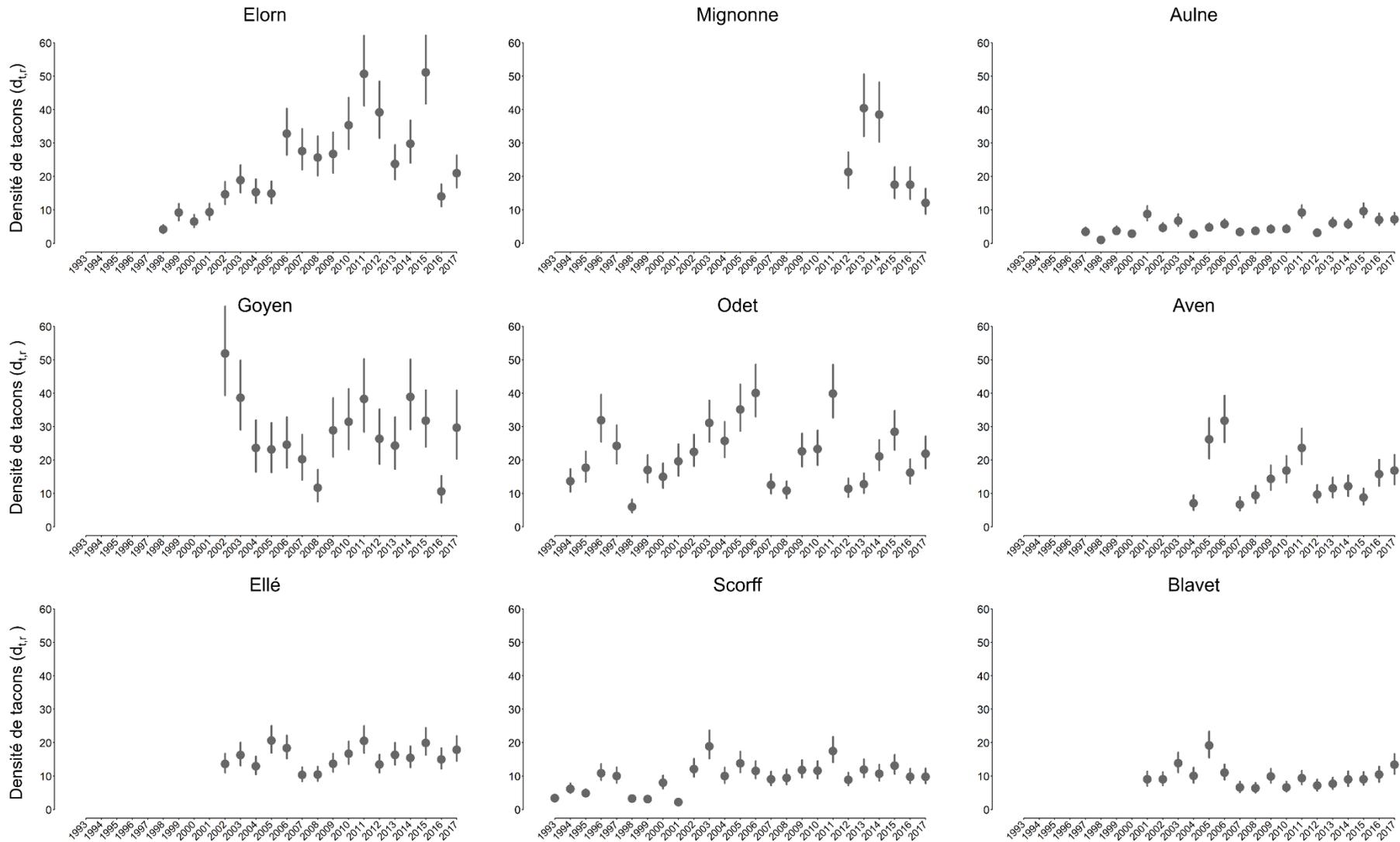


Figure III.2. (suite)

Jusqu'alors focalisé sur le Scorff, le modèle développé par Servanty Royer et Prévost (2016) et mis à jour par Buoro et al (2019) a été adapté pour étendre l'estimation des séries chronologiques de densité de tacons 0+ à l'ensemble des 18 cours d'eau bretons considérés dans le cadre de cette thèse. Ce modèle valorise l'effort d'échantillonnage réalisé depuis les années 90 par les FDAAPPMA bretonnes qui collectent chaque année les IA sur l'ensemble des cours d'eau bretons colonisés par le saumon. Les effets aléatoires sur la densité de tacons 0+ mettent en évidence une structuration spatio-temporelle forte de l'évolution des densités de tacons 0+ sur les sites échantillonnés. Les effets rivières révèlent un gradient spatial est-ouest gouvernant l'évolution de la densité. Les rivières situées à l'ouest de la Bretagne présentent des densités plus importantes que celles de l'est. Les effets annuels mettent en évidence une augmentation de la densité au cours du temps. Néanmoins, cette tendance observée sur les sites est loin de se décliner à l'ensemble des rivières bretonnes : seules quatre rivières, le Léguer, l'Elorn, l'Aulne et le Scorff montrent une augmentation de la densité au cours de la période étudiée alors que la majorité des rivières ne présente pas de patron particulier. Ces quatre rivières totalisent près de la moitié des sites échantillonnés chaque année (tableau III.1), ce qui explique que leur évolution positive se retrouve dans les effets annuels à l'échelle de l'ensemble des sites.

L'obtention de ces séries chronologiques nous permet d'analyser pour la première fois l'évolution des patrons spatio-temporelles du recrutement en tacons 0+ à l'échelle de la Bretagne. En outre, elles constituent une des fondations de cette thèse tout comme les séries chronologiques d'abondance de retours d'adultes. En effet, elles permettent l'élaboration de modèle de dynamique de population à la base (i) de la nouvelle définition des limites de conservation présentée dans le chapitre VI et (ii) du modèle de simulation évaluant différents scénarios de régulation des pêcheries récréatives bretonnes ciblant le saumon atlantique (*cf.* chapitre VII).

Partie 2 – Modèles de dynamique de renouvellement des populations

Chapitre IV : Relation stock-recrutement

IV.A. Introduction

La relation de stock-recrutement (SR) est la relation entre l'abondance des géniteurs (stock) et celle des descendants produits à la génération suivante qui sont exploitables par les pêcheries (recrutement). Elle est couramment utilisée par les scientifiques pour définir des points de référence biologique indispensable à l'évaluation des stocks et pour produire des prédictions de recrutements à la base des recommandations de quotas de pêche (ICES, 2020b).

Une vision fallacieuse de la relation de SR bien décrite par Walters et Korman (2001) est de considérer la relation de SR uniquement comme une courbe ou une fonction permettant de prédire de façon précise le recrutement en fonction de la quantité de stock présente. À l'inverse, ces auteurs considèrent la relation de SR comme un ensemble de distributions de probabilité du recrutement dont les moyennes et les variances dépendent du stock. D'après cette définition, la courbe de SR correspond à la courbe qui relie les moyennes des distributions du recrutement. Plusieurs fonctions mathématiques permettent de décrire cette courbe. Les plus utilisées sont les fonctions de Ricker (Ricker, 1954) et de Beverton-Holt (Beverton & Holt, 1957). Chacune formalise de façon différente l'impact des facteurs densités-dépendants sur la survie du stock au recrutement.

Les observations de stocks et de recrutements se distribuent de part et d'autre de cette courbe. L'écart entre les observations et la courbe de SR est ce que l'on appelle communément l'erreur du processus de recrutement. Il existe beaucoup de preuves empiriques (Allen, 1973 ; Hennemuth *et al.*, 1980 ; Myers *et al.*, 1990) et de fondements théoriques (Walters & Hilborn, 1976 ; Peterman, 1978) qui justifient l'utilisation d'une loi log-normale pour décrire la distribution de l'erreur du processus de recrutement. Néanmoins, cette distribution ne doit pas être utilisée de façon systématique car elle n'est pas forcément adaptée à toutes les populations (Shelton, 1992). Hilborn et Walters (1992) recommandent aux scientifiques de faire l'hypothèse que l'erreur du processus de recrutement se distribuent de façon log-normale et de vérifier cette hypothèse *a posteriori*.

Les relations de SR des 18 populations de saumon atlantique suivies dans le cadre de cette thèse ont été analysées de façon conjointe à l'aide d'un modèle hiérarchique bayésien. Ce modèle valorise les estimations de stocks et de recrutements présentées dans la partie précédente. Pour tenir compte de l'incertitude lié à ces estimations (*i.e.* incertitude d'observation), elles ont été intégrées au modèle à l'aide de distributions *a priori* informatives

et de la méthode des pseudo-observations (Michielsens *et al.*, 2008). Le stock et le recrutement sont exprimés en densité pour avoir une métrique homogène et ainsi faciliter l'analyse conjointe des 18 rivières. Contrairement à la définition communément admise, le recrutement utilisé ici n'est pas exploitable. Il est exprimé en densité de tacons 0+ pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides. Ce choix est assez courant pour le saumon atlantique (Michielsens & McAllister, 2004 ; Chaput *et al.*, 2015). En effet, les données les plus fiables relatives à la descendance des reproducteurs sont issues d'échantillonnages faits en rivière ciblant les jeunes stades de vie.

Parmi les fonctions les plus utilisées pour définir la courbe de SR, c'est la fonction de Beverton-Holt qui a été choisie car des études comparatives ont montré qu'elle était la plus adéquate pour décrire l'évolution du recrutement moyen en fonction du stock chez le saumon atlantique (Michielsens & McAllister, 2004 ; Pulkkinen *et al.*, 2013). En raison de la quantité et la qualité des données de SR disponibles sur le Scorff, cette rivière a été utilisée comme référence : les courbes de SR des autres rivières bretonnes ont été calibrées à la sienne à l'aide d'un coefficient de proportionnalité. Enfin, la recommandation faite par Hilborn et Walters (1992) de modéliser la distribution de l'erreur du processus de recrutement a été suivie. L'hypothèse d'une distribution log-normale a été écartée *a posteriori*. En effet, pour s'ajuster aux événements de recrutements excessivement faibles présents dans les données, la distribution log-normale avait tendance à sur-disperser l'erreur vers les valeurs positives bien qu'aucune observation ne le justifie (aucune observation de recrutement excessivement important). Nous avons donc fait le choix de tenir compte explicitement de ces événements de recrutements « catastrophiques » en définissant une distribution de mélange pour l'erreur de processus. Cette distribution est composée de deux distributions log-normales, une distribution d'erreur associée aux événements de recrutements dits « standards » et une autre associée aux événements de recrutements « catastrophiques ».

IV.B. Matériels et méthodes

IV.B.1. Données

Les séries chronologiques de densité d'œufs (stock) et de tacons 0+ (recrutement) estimées aux chapitres II et III sont utilisées pour modéliser les relations de SR. Le tableau IV.1 présente les caractéristiques de ces séries. Pour une même rivière, les séries chronologiques de stocks et de recrutements sont de longueurs égales et ont une année de décalage. En effet, dans la relation de SR les densités de tacons 0+ sont conditionnées par les densités d'œufs déposés l'année précédente.

La longueur et la précision des séries chronologiques sont très hétérogènes selon les rivières. Le Scorff bénéficie des séries chronologiques les plus longues (25 années) et les plus précises. Le stock est considéré comme parfaitement connu depuis 1994 (le CV moyen des estimations annuelles sur la période 1992-2016 est de 2%) et son recrutement est estimé chaque année depuis 1993 grâce à l'effort d'échantillonnage le plus important de Bretagne (cf. tableau III.1). Sur les autres rivières, les séries chronologiques utilisées sont plus courtes et moins précises. Les estimations de stocks sont plus incertaines (cf. tableau IV.1 ; CV moyens des estimations annuelles de stocks compris entre 13.7 et 56.1%) et les recrutements sont issus de campagnes d'échantillonnages plus récentes avec une densité d'échantillonnage plus faible que sur le Scorff.

Rivières	Stock			Recrutement		
	Période	Taille	CV	Période	Taille	CV
Couesnon	2001-2016	16	40	2002-2017	16	16.6
Leff	1996-2016	21	49.8	1997-2017	21	20.1
Trieux	1996-2016	21	43.3	1997-2017	21	15
Judy	1998-2016	19	55.8	1999-2017	19	18.1
Leguer	1997-2016	20	46.8	1998-2017	20	13.4
Yar	2001-2016	16	54.5	2002-2017	16	36.1
Douron	1997-2016	20	48.2	1998-2017	20	17
Queffleuth	2010-2016	7	56.1	2011-2017	7	18.1
Penze	2007-2016	10	44.7	2008-2017	10	13.6
Elorn	1997-2016	20	13.7	1998-2017	20	14.3
Mignonne	2011-2016	6	46.6	2012-2017	6	16.1
Aulne	1996-2016	21	22.6	1997-2017	21	16.4
Goyen	2001-2016	16	51	2002-2017	16	19.4
Odet	1993-2016	24	42.9	1994-2017	24	14
Aven	2003-2016	14	46.4	2004-2017	14	16
Elle	2001-2016	16	44.3	2002-2017	16	12.3
Scorff	1992-2016	25	2.1	1993-2017	25	13.9
Blavet	2000-2016	17	46.5	2001-2017	17	13.8

Tableau IV.1. Résumé des séries chronologiques de stocks et de recrutements (période considérée, nombre d'années et CV annuel moyen) utilisées pour modéliser les relations de SR des 18 rivières bretonnes.

IV.B.2. Modèle

Le recrutement observé l'année t sur une rivière r est défini comme la combinaison d'un recrutement moyen $\mu_{t,r}^R$ qui dépend de $S_{t,r}$ et d'une erreur multiplicative $e^{\varepsilon_{t,r}}$ (équation IV.1).

$$(IV.1) \quad R_{t,r} = \mu_{t,r}^R \times e^{\varepsilon_{t,r}}$$

A l'inverse des autres chapitres de cette thèse, l'erreur de processus ($e^{\varepsilon_{t,r}}$) est ici explicitement présentée car elle fait l'objet d'une modélisation particulière décrite par la suite.

IV.B.2.a. Courbe de SR

Comme le préconise plusieurs auteurs pour le saumon Atlantique (Michielsens & McAllister, 2004 ; Pulkkinen *et al.*, 2013), l'évolution du recrutement moyen $\mu_{t,r}^R$ en fonction du stock $S_{t,r}$ de nos 18 populations est régie par une courbe de Beverton-Holt (équation IV.2).

$$(IV.2) \quad \mu_{t,r}^R = \frac{S_{t,r}}{\frac{1}{\alpha_r} + \frac{S_{t,r}}{k_r}}$$

α_r et k_r représentent respectivement la pente à l'origine et l'asymptote de la courbe SR de la rivière r . α_r correspond à la survie moyenne maximale du recrutement. L'asymptote k_r de la courbe de SR de Beverton-Holt est aussi appelée capacité d'accueil. Elle est définie comme le recrutement moyen maximum qui peut être supporté par un écosystème (dans notre cas une rivière) sur le long terme (Elliot, 2001). Certaines années, il peut arriver que le recrutement soit supérieur à la capacité d'accueil notamment quand les conditions environnementales ont été propices à la survie des juvéniles. Mais, en moyenne sur le long terme, le recrutement ne peut pas dépasser cette valeur.

Le Scorff est la rivière qui dispose de la série chronologique de données SR la plus longue et la plus précise. A ce titre elle est utilisée comme référence et l'on considère que la survie maximale et la capacité d'accueil des autres rivières bretonnes sont proportionnelles à celles du Scorff. Cette relation est modélisée à l'aide d'un coefficient de proportionnalité $m_r > 0$ identique pour les deux grandeurs (équation IV.3). On a ainsi :

$$(IV.3) \quad \begin{cases} \alpha_r = \alpha_{\text{Scorff}} \times m_r \\ k_r = k_{\text{Scorff}} \times m_r \end{cases} \text{ avec } m_{\text{Scorff}} = 1$$

Il en découle :

$$(IV.4) \quad \mu_{t,r}^R = \frac{S_{t,r}}{\frac{1}{\alpha_{Scorff} \times m_r} + \frac{S_{t,r}}{k_{Scorff} \times m_r}} = \frac{S_{t,r}}{\frac{1}{\alpha_{Scorff}} + \frac{S_{t,r}}{k_{Scorff}}} \times m_r$$

Cela revient donc à appliquer la courbe de SR du Scorff aux autres rivières bretonnes à un coefficient de proportionnalité m_r près (équation IV.4). Pour une rivière r , le recrutement moyen attendu pour une même quantité de stock sera inférieur à celui du Scorff si m_r est inférieur à 1, et *vice versa*. Les coefficients de proportionnalité sont modélisés à l'aide d'une structure hiérarchique. On suppose une échangeabilité totale entre les rivières : les coefficients de chaque rivière sont tirés indépendamment dans la même distribution normale en échelle logarithmique de moyenne μ^m et de précision τ^m (équation IV.5).

$$(IV.5) \quad \log(m_r) \mid \mu^m, \tau^m \sim \text{Normale}(\mu^m, \tau^m)$$

IV.B.2.b. Erreur du processus de recrutement

L'erreur associée au processus de recrutement a tout d'abord été modélisée à l'aide d'une loi log-normale, $\varepsilon_{t,r}$ (équation IV.1) suivant une loi normale centrée sur 0. Néanmoins, une analyse préliminaire des résidus standardisés de recrutements a mis en évidence le non-respect de l'hypothèse de normalité. Bien que la plupart des résidus standardisés étaient compris entre -1.96 et 1.96, un nombre non négligeable de résidus, 16% au lieu de 2.5% étaient inférieurs à -1.96.

Cet excès de résidus très faibles suggère l'apparition d'événements « catastrophiques » affectant le recrutement indépendamment du stock. En écologie, la notion d'événement catastrophique a plusieurs définitions (Mangel & Tier, 1994 ; Young, 1994 ; Erb & Boyce, 1999). La définition communément admise (Gerber & Hilborn, 2001) est la suivante : une catastrophe est un événement unique, rare et imprévisible qui diminue la probabilité de survie ou de reproduction et réduit de plus de la moitié l'effectif d'une population. Dans notre cas, les événements de recrutements « catastrophiques » sont définis comme des événements uniques, rares et imprévisibles qui réduisent de plus de la moitié le recrutement par rapport à la moyenne attendue. Retenant cette définition, une distribution de mélange a été choisie pour décrire plus fidèlement l'erreur du processus de recrutement. Cette distribution résulte de la combinaison de deux distributions : une première distribution dite « standard » qui représente le régime d'erreur le plus fréquemment rencontré et une seconde dite « catastrophique », représentant la distribution de l'erreur associée aux recrutements excessivement faibles.

Pour introduire cette distribution de mélange dans le modèle, une matrice indicatrice $c_{t,r}$ spécifie la distribution d'erreur associée au recrutement observé l'année t sur la rivière r . Si le recrutement est issu d'un événement de recrutement « catastrophique », $c_{t,r} = 1$ sinon $c_{t,r} = 0$. Dans le régime « standard », l'erreur est modélisée à l'aide d'une loi normale centrée sur 0 et de précision τ_r (équation IV.6). Lors d'un événement catastrophique, l'erreur est modélisée à l'aide d'une loi normale centrée sur $\log(\lambda)$ et de même précision τ_r , λ étant compris entre 0 et 1.

$$(IV.6) \quad \varepsilon_{t,r} | \lambda, \tau_r^R, c_{t,r} \sim \text{Normale}(\log(\lambda) \times c_{t,r}, \tau_r^R)$$

Cela revient à considérer que dans de telles circonstances, le recrutement se distribue autour de $\mu_{t,r}^R \times \lambda$. Les indicatrices $c_{t,r}$ sont tirées dans une distribution de Bernoulli de probabilité p correspondant à la probabilité d'occurrence des événements catastrophiques (équation IV.7). Cette probabilité est la même quelles que soient les années et les rivières.

$$(IV.7) \quad c_{t,r} | p \sim \text{Bernoulli}(p)$$

Pour faciliter les inférences statistiques, tous les paramètres de précision du modèle ($\tau_i = (\tau_r^R, \tau^m)$) ont été modélisés de façon hiérarchique à l'aide d'une distribution gamma de moyenne μ^T et de paramètre d'échelle inverse γ^T (équation IV.8 ; Gelman, 2006).

$$(IV.8) \quad \tau_i | \mu^T, \gamma^T \sim \text{Gamma}(\mu^T, \gamma^T)$$

IV.B.3. Prise en compte des erreurs d'observation du stock et du recrutement

Pour prendre en compte les erreurs associées aux estimations du stock et du recrutement (aussi appelées erreurs d'observation), les séries chronologiques sont intégrées au modèle non pas comme des données observées ponctuelles mais comme des distributions de probabilité déduites des estimations issues des modèles d'observation du stock et du recrutement.

Le stock ayant un statut de covariable conditionnant le processus aléatoire de recrutement, l'incertitude de son estimation est introduite au moyen de distributions *a priori* normales en échelle logarithmique. La fonction de vraisemblance reposant sur les recrutements estimés, la méthode des pseudo-observations décrite par Michielsens *et al.* (2008) a été appliquée. Elle nécessite la définition de distributions pour des pseudo-observations de recrutements. La valeur des pseudo-observations ainsi que leurs distributions, si elles sont bien choisies, permettent d'obtenir des distributions *a posteriori* du recrutement qui reproduisent les

distributions *a posteriori* qui auraient été obtenues si le modèle d'observation du recrutement avait été intégré au modèle de SR. Dans notre cas, des distributions *a priori* normales en échelle logarithmique ont été utilisées et paramétrisées à l'aide des moyennes et des précisions issues des estimations produites par le modèle d'observation du recrutement. Des analyses préliminaires non présentées ici ont permis de confirmer que les distributions du recrutement ainsi obtenues reproduisaient bien les distributions *a posteriori* obtenues par le modèle d'observation du recrutement.

IV.B.4. Inférences Bayésiennes

IV.B.4.a. Distributions *a priori*

Une distribution *a priori* a été attribuée à chaque paramètre du modèle, c'est-à-dire à chaque quantité du modèle qui n'est conditionnée par aucune autre. L'approche par défaut utilisée dans le cadre de cette thèse est de définir des distributions *a priori* non informatives (tableau IV.2) pour s'assurer que les distributions *a posteriori* reflètent principalement l'information détenue par les données. Elle a été appliquée à la plupart des paramètres du modèle à l'exception de α_{Scorff} et k_{Scorff} , paramètres qui gouvernent la courbe de SR du Scorff. Ces paramètres étant notoirement difficiles à estimer, des distributions *a priori* faiblement informatives ont été choisies pour éviter les estimations qui n'auraient pas de sens (*i.e.* estimations trop élevées ou trop faibles de façon irréaliste) tout en laissant le modèle s'ajuster aux données (*cf.* p55-56. de Gelman *et al.* 2013). Une distribution *a priori* bêta est assignée à α_{Scorff} . La taille de l'échantillon gouvernant la précision de la distribution est fixée à 2, valeur qui engendre une précision de la distribution assez faible. Cela permet de s'assurer que la distribution *a priori* reste faiblement informative et favorise la mise à jour par les données. La moyenne de la distribution *a priori* a été fixée à 0.04, ce qui correspond à la survie maximale observée sur le Scorff. Implicitement, on suppose donc que la survie maximale observée est indicatrice de la survie attendue à des tailles de stocks faibles. La même logique est appliquée pour définir la distribution *a priori* de k . Une distribution exponentielle est utilisée. Cette distribution est régie par un seul paramètre, qui est l'inverse de sa moyenne. Cette dernière a été fixée à 19 tacons 0+ pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides, valeur qui correspond au recrutement maximal observé sur le Scorff. Ce paramètre assure aussi une précision faible ce qui favorise la mise à jour par les données tout en affectant une probabilité faible aux valeurs excessivement élevées.

IV.B.4.b. Calculs bayésiens

La distribution *a posteriori* jointe de toutes les grandeurs inconnues du modèle a été approximée par échantillonnage MCMC (Monte-Carlo Markov Chain) à l'aide du logiciel JAGS © (version 4.2.0.; Plummer, 2003) au moyen de 3 chaînes avec différentes valeurs initiales. Après une phase initiale de 10000 itérations (aussi appelée « burn-in »), 100000 itérations ont été réalisées sur chaque chaîne. Les résultats présentés par la suite sont issus d'un sous-échantillonnage de 12000 itérations, 4000 itérations par chaîne (soit 1 itération sur 25 conservée). La convergence des chaînes MCMC a été vérifiée à l'aide du critère de Gelman et Rubin (Rubin & Gelman, 1992).

IV.C. Résultats

Les distributions *a priori* des paramètres du modèle ont été clairement mises à jour. En effet, les distributions marginales *a posteriori* des paramètres ont une dispersion plus faible et une moyenne différente de celles des distributions *a priori* (tableau IV.2). L'examen des résidus de recrutements standardisés n'a révélé aucun écart flagrant aux hypothèses de normalité et d'homogénéité.

IV.C.1. Courbe de SR

Pour le Scorff, les valeurs moyennes des distributions de la survie maximale α_{Scorff} et de la capacité d'accueil k_{Scorff} sont respectivement de 0.1 et de 14 tacons 0+ pour 100 m² d'équivalent radiers-rapides (tableau IV.2). Leurs estimations restent relativement incertaines avec des intervalles de probabilité à 90% compris entre 0.05 et 0.21 pour α_{Scorff} et 10.96 et 17.74 pour k_{Scorff} (figure IV.1). Pour les autres rivières bretonnes, la moyenne du coefficient de proportionnalité en échelle logarithmique μ^m , est estimé à 0.48, soit 1.62 en échelle naturelle. Cette valeur est supérieure à 1, cela signifie que pour une même quantité de stock, le recrutement attendu sera en moyenne plus faible sur le Scorff que sur les autres rivières bretonnes. Seule l'Aulne a un coefficient de proportionnalité m_r significativement inférieur à celui du Scorff. Il est estimé en moyenne à 0.46 (figure IV.2). A l'exception de l'Aulne, et dans une moindre mesure du Yar, la valeur moyenne des coefficients de proportionnalité augmente selon un gradient est-ouest.

Paramètres	Distribution <i>a priori</i>			Distribution marginale <i>a posteriori</i>	
	distribution	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
α_{Scorff}	Bêta	0.04	0.11	0.10	0.07
k_{Scorff}	Exponentielle	19	19	14.02	2.07
μ^m	Normale	0	1.41	0.48	0.13
Densité					
$\log(\lambda)$	Normale	-1.13	0.85	-1.00	0.19
p	Bêta	0.5	0.29	0.10	0.06
μ^T	Gamma	0.1	1	8.60	1.85
γ^T	Gamma	0.1	1	2.17	3.59

Tableau IV.2. Résumé statistique (moyennes et écart-types) des distributions *a priori* et des distributions marginales *a posteriori* des paramètres du modèle. Le nom de la distribution *a priori* associée à chaque paramètre est donné pour information. A noter que la distribution de $\log(\lambda)$ est une distribution normale de moyenne 0 et d'écart-type 1.41 tronquée en 0 de telle sorte que λ soit compris entre 0 et 1.

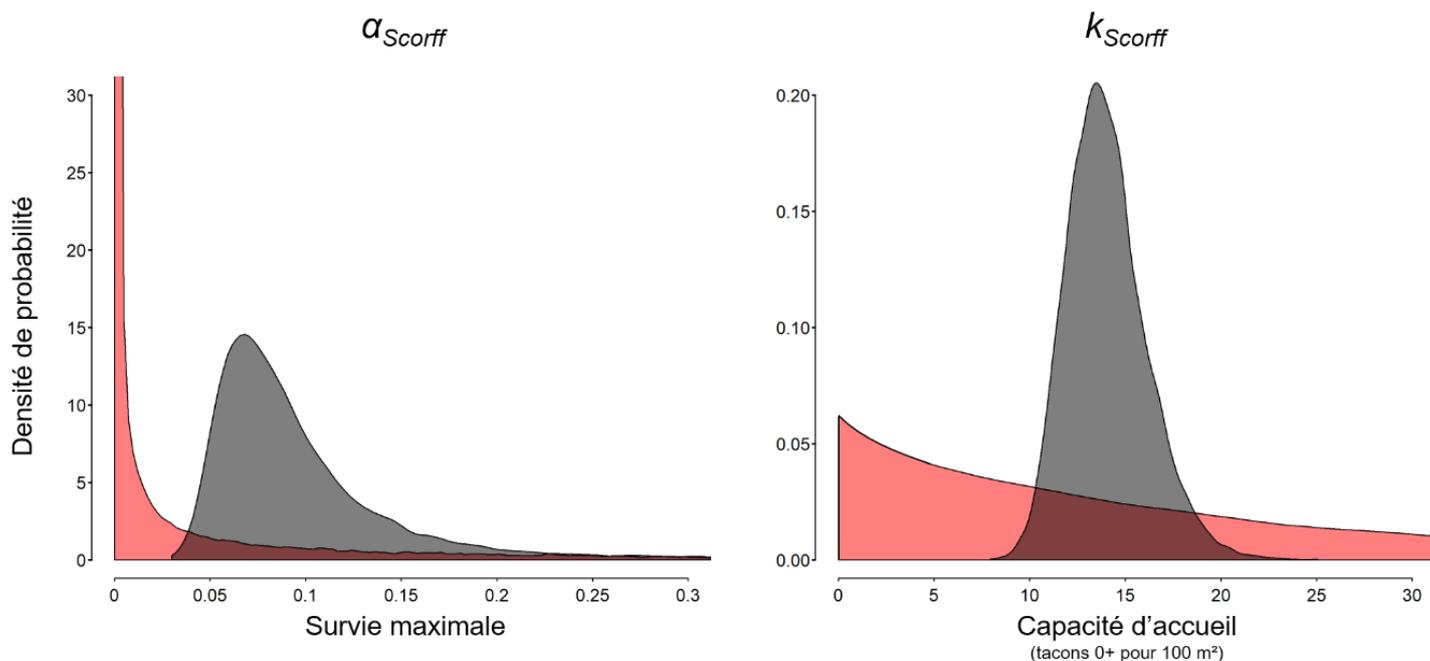


Figure IV.1. Densités de probabilité des distributions *a priori* (rouge) et *a posteriori* (gris) de la survie maximale (à gauche) et de la capacité d'accueil (à droite).

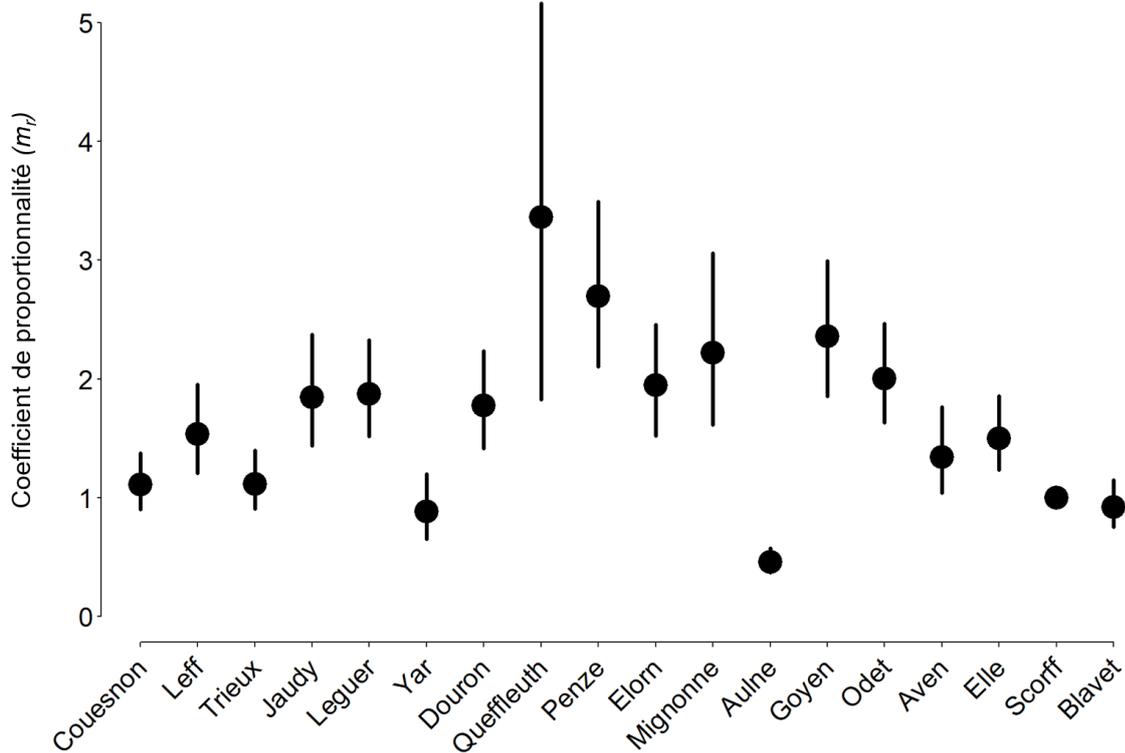


Figure IV.2. Distributions marginales *a posteriori* des coefficients de proportionnalité m_r . Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité des distributions de ces grandeurs.

IV.C.2. Erreur du processus de recrutement

La probabilité d'un événement catastrophique est estimée à 0.10 en moyenne (tableau IV.2). Ainsi, le modèle estime que pour une rivière donnée, un recrutement catastrophique s'observe en moyenne tous les 10 ans. $\log(\lambda)$ est estimé en moyenne à -1.00 : lors des événements catastrophiques, le recrutement attendu est environ trois fois plus faible que lors d'une année standard. La variabilité de l'erreur aléatoire du processus de recrutement est quasiment la même pour chaque rivière. Les valeurs moyennes des écarts-types σ_r^R sont légèrement inférieures à 0.4 et 90% des estimations sont comprises entre 0.3 et 0.5 (figure IV.3). Seule la rivière du Queffleuth fait exception avec une erreur du processus de recrutement plus variable. La valeur moyenne de $\sigma_{\text{Queffleuth}}^R$ est de 0.5 et son intervalle à 90% de probabilité est compris entre 0.32 et 1.07.

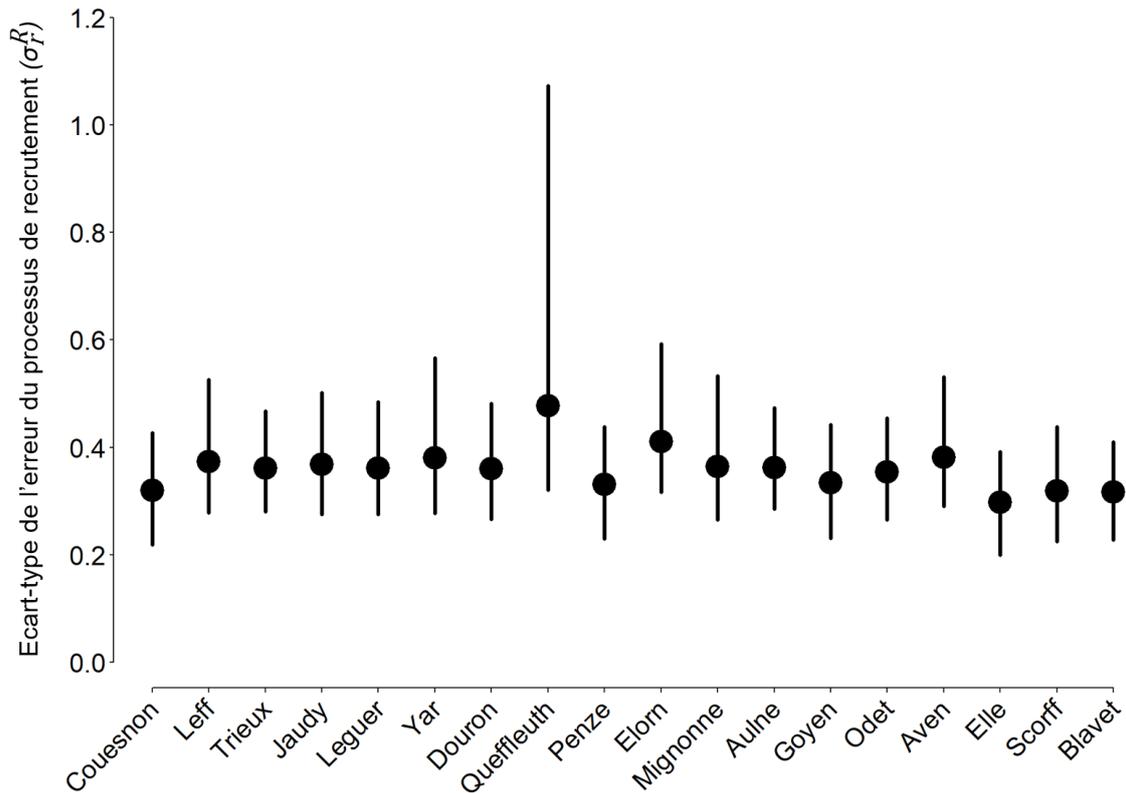


Figure IV.3. Distributions marginales *a posteriori* des écarts-types du recrutement σ_r^R . Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité des distributions de ces grandeurs

IV.D. Discussion – Conclusion

Notre modèle hiérarchique bayésien a permis d'estimer les relations de SR des 18 rivières bretonnes étudiées en intégrant les deux principales sources d'incertitudes en jeu : les erreurs d'observation du stock et du recrutement et la variabilité aléatoire du processus de recrutement. Les courbes de SR de nos 18 rivières ont été définies comme étant proportionnelles à celle du Scorff, utilisée comme référence, pour valoriser la qualité et la quantité d'information disponibles sur cette rivière. Cette structure de modélisation ainsi que l'utilisation de distributions *a priori* faiblement informatives pour les paramètres de la courbe de SR du Scorff ont facilité l'estimation des paramètres de l'ensemble des courbes de SR. Enfin, une distribution de mélange a été attribuée à l'erreur du processus de recrutement. Comparée à la distribution log-normale généralement utilisée, elle permet un meilleur ajustement aux données.

L'information détenue par les données de SR ne permet pas toujours d'estimer de façon précise les paramètres d'une courbe SR. Souvent, l'absence d'observation pour des niveaux de stocks faibles rend les estimations de la pente à l'origine α_r très incertaines. Plus généralement, la capacité à identifier et à estimer précisément α_r et k_r dépend de la longueur de la série d'observation SR, du contraste sur les stocks observés, des erreurs d'observation du stock et du recrutement et de la variabilité du recrutement pour un niveau de stock donné (Walters & Korman, 2001). Dans notre cas, il y a peu d'observations disponibles pour des niveaux de stocks faibles, les séries SR sont parfois courtes et les erreurs d'estimations qui leur sont associées sont souvent importantes. Lors de la phase de développement du modèle, nous avons essayé d'estimer séparément les paramètres des courbes de SR de nos 18 rivières mais les estimations de ces grandeurs sont restées très incertaines. Pour éviter ces problèmes d'estimation nous avons utilisé des priors faiblement informatifs pour la pente à l'origine et la capacité d'accueil du Scorff et fait l'hypothèse d'un lien de proportionnalité direct et unique de ces deux grandeurs entre le Scorff et les autres rivières.

Cette hypothèse permet de réduire le nombre de grandeurs à estimer (un coefficient de proportionnalité m_r au lieu de deux grandeurs par rivière) tout en transférant les priors faiblement informatifs du Scorff vers les autres rivières. Dans le même temps, la structure hiérarchique du modèle permet, lors de l'estimation, de « mutualiser » entre toutes les rivières l'information des rares observations disponibles pour des faibles valeurs de stocks. Notre modélisation suppose que la survie maximale et la capacité d'accueil covarient positivement. Par principe, il semble vraisemblable que des conditions environnementales favorables au développement des juvéniles de saumon se traduisent par une meilleure survie des individus, quel que soit le niveau de stock, et induise donc conjointement des valeurs plus élevées de α_r et de k_r . La méta-analyse de Prévost *et al.* (2003) sur diverses populations européennes de saumon atlantique supporte cette hypothèse. Néanmoins, en allouant le même coefficient de proportionnalité à ces deux grandeurs nous supposons qu'ils covarient de façon stricte. Cette hypothèse contraignante a été retenue essentiellement pour permettre d'estimer avec une précision raisonnable les courbes SR de chaque rivière. Il est difficile d'évaluer pleinement sa pertinence avec les données de SR disponibles. On notera cependant que l'analyse des résidus standardisés de recrutements ne révèle aucune inadéquation entre les données et notre modèle.

Le défaut d'observation de niveaux de stocks faibles rend difficile l'évaluation de la forme de la courbe de SR dans cette zone. En choisissant la forme classique de la courbe de SR de Beverton-Holt nous avons implicitement retenu l'hypothèse de compensation (Ricker, 1975), à savoir que la survie était maximale quand les niveaux de stocks étaient proches de 0.

Néanmoins, d'autres phénomènes dits de dépensation peuvent s'observer lorsque les niveaux de stocks sont faibles. A l'inverse de la compensation, la dépensation se matérialise par des taux de survie faibles pour des niveaux de stocks faibles (Liermann & Hilborn, 1997). De nombreux mécanismes peuvent en être la cause, e.g. la diminution du succès reproducteur en raison d'une recherche de partenaire plus difficile (Hilborn & Walters, 1992) ou la dépression consanguine (Liermann & Hilborn, 1997). La courbe de SR utilisée pour tenir compte de ce phénomène est généralement en forme de sigmoïde, avec une pente à l'origine assez faible pour reproduire les taux de survie faibles observés lorsque les stocks sont proches de 0. Les données en notre possession ne nous permettent pas de statuer sur de tels phénomènes. Néanmoins, les populations de saumon (toutes espèces confondues) ne semblent pas être sujettes à des dynamiques dépensatoires. En comparant 4 taxons, Clupéiformes, Gadiformes, Pleuronectiformes et Salmoniformes, Liermann et Hilborn, (1997) ont démontré que les salmonidés avaient la probabilité la plus faible de présenter des mécanismes dépensatoires. Des phénomènes de dépensation ont été mis en évidence que pour 2 espèces de salmoniformes : le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et le saumon rose à bosse (*Oncorhynchus gorbuscha*, Myers *et al.*, 1995; Barrowman *et al.*, 2003).

La distribution de mélange utilisée pour décrire l'erreur du processus de recrutement a permis de résoudre les problèmes d'inadéquation entre les observations et les modèles fondés sur l'hypothèse classique d'une variabilité résiduelle log-normale. En moyenne, la probabilité d'occurrence d'un recrutement catastrophique est de 10%, soit un par rivière tous les 10 ans. Cette estimation est équivalente à celle d'Anderson *et al.* (2017) estimée à partir de séries chronologiques d'abondance de différentes espèces de Salmoniformes. Lors de ces événements catastrophiques, le recrutement est en moyenne divisé par 3. Ces événements coïncident donc bien avec la définition de catastrophe donnée par Gerber et Hilborn (2001) ; ils sont rares ($p=10\%$), uniques, imprévisibles et divisent au moins par deux les recrutements par rapport à la moyenne attendue. La distribution de mélange offre une description plus adéquate de l'incertitude du processus de recrutement que la distribution log-normale. L'utilisation de cette distribution matérialise les efforts particuliers de caractérisation et d'intégration de l'incertitude réalisés dans ce travail. C'est aussi le cas des distributions *a priori* informatives et de la méthode des pseudo-observations utilisées pour intégrer l'incertitude d'observation du stock et du recrutement. Ces efforts pour rendre compte de l'incertitude de notre connaissance sur la dynamique du stock au recrutement est essentielle dans l'optique de bâtir un modèle de simulation capable d'évaluer finement le risque encouru par les populations de saumon atlantique lorsqu'elles seront soumises à différents scénarios de régulation des pêcheries.

Chapitre V : Relation recrutement-stock

V.A. Introduction

Pour être capable de simuler la dynamique des populations de saumon atlantique bretonnes, il est nécessaire de compléter le modèle de dynamique de renouvellement par la modélisation de la relation recrutement-stock (RS). Contrairement à la phase de transition entre le stock et le recrutement qui ne dure qu'un an, la phase de transition entre le recrutement et le stock dure plusieurs années. En France, cette transition ne dépasse pas 4 années car les tacons 0+ restent au maximum deux années en rivière et deux années en mer avant de revenir en rivière pour se reproduire. Une multitude de facteurs peuvent impacter le devenir des individus entre ces deux stades de vie. Pour ne citer que les facteurs qui impactent la survie, il a été démontré par exemple qu'en rivière la survie des tacons 0+ était densité-dépendante (Elliot, 2001 ; Milner *et al.*, 2003 ; Thorstad *et al.*, 2012) et qu'en mer, la survie pouvait être impactée par la taille des individus juste avant la migration (Armstrong *et al.*, 2018 ; Gregory *et al.*, 2018 ; Chaput *et al.*, 2019) et l'activité des pêcheries sur stock mélangés (Chaput, 2012 ; ICES, 2020b). D'autres mécanismes plus complexes encore s'opèrent lors de cette transition comme les échanges d'individus entre populations (Schtickzelle & Quinn, 2007). Néanmoins, les données dont on dispose ne permettent pas d'explorer dans le détail tous ces processus qui impactent la relation de RS.

Ainsi, le modèle présenté dans ce chapitre se veut très général et n'essaye pas de décrire précisément tous les processus à l'œuvre entre le stade tacon 0+ et le stade reproducteur. Notre modélisation de la relation RS se focalise sur trois processus : la survie du tacon 0+ au retour en rivière, la répartition des tacons 0+ en différentes classes d'âge de retours et l'apport des déversements d'individus issus d'élevages (tacons 0+ ou smolts). Ce modèle hiérarchique bayésien permet d'estimer la relation de RS des 18 populations bretonnes considérées dans le cadre de cette thèse. Ce modèle valorise les séries chronologiques de tacons 0+ et de retours d'adultes produites aux chapitres III et II ainsi que les données de surfaces d'équivalent radiers-rapides et les données de déversements de tacons 0+ et de smolts. L'information sur la classe d'âge des individus capturés en rivière qui est disponible dans la base de données du CNICS permet d'estimer les proportions de tacons 0+ qui se répartissent dans les 4 classes d'âge de retours qui ont été définies. Ces 4 classes d'âge résultent de la combinaison de deux classes d'âge de rivière (un et deux ans) et deux classes d'âge de mer (un et deux ans). Enfin la transition entre les abondances de retours d'adultes et les niveaux de stocks est effectuée à l'aide des données de captures ; des

proportions de femelles et de la fécondité des femelles des deux classes d'âge de mer ainsi que de la surface en équivalent radiers-rapides de chaque rivière en réutilisant l'équation II.22.

V.B. Matériels et méthodes

V.B.1. Données

V.B.1.a. Abondance de tacons 0+ sauvages

Dans la relation RS, ce sont les recrutements qui conditionnent les niveaux de stocks observés. Ces recrutements sont exprimés en abondance de tacons 0+ après avoir été multipliés par la surface en équivalent radiers-rapides de chaque rivière. Ces abondances sont relatives au stade tacon 0+ sauvage car les déversements d'individus (tacons 0+ et smolts) issus d'élevages sont réalisés après les échantillonnages d'IA à la base des estimations de recrutements (cf. chapitre III). Les abondances annuelles moyennes observées sur les rivières bretonnes sont très hétérogènes (tableaux V.1 et IV.1). La moyenne la plus faible est observée sur le Yar ; elle est de 2328 tacons 0+ sauvages par an alors que la plus élevée est celle de l'Ellé avec en moyenne 104537 tacons 0+ sauvages par an. Soit une différence de plus de 100000 individus. Cette différence s'explique par des recrutements et des surfaces d'équivalent radiers-rapides très hétérogènes selon les rivières.

V.B.1.b. Déversement

Des opérations de soutien à la production naturelle ont été mises en œuvre sur 6 des 18 populations bretonnes que nous étudions (tableau V.1). Lors de ces opérations, des individus issus d'élevages sont déversés dans la rivière. Ces individus sont déversés soit au stade tacon 0+ soit au stade smolt 1+ (smolt d'un an et demi). Ces déversements ont généralement été réalisés sur des courtes périodes sauf sur l'Aulne et l'Elorn où les déversements ont été mis en œuvre pendant près de 20 ans. A l'exception de l'Odet, les quantités déversées sont supérieures à la production naturelle. L'Aulne en est le meilleur exemple avec des déversements de tacons 0+ entre 1997 et 2011 qui sont de 130000 individus en moyenne par an ce qui est 15 fois supérieurs à la production naturelle moyenne. Sur cette rivière, des smolts sont aussi déversés en quantité très importante. Ces déversements sont en moyenne 5 fois supérieurs à l'abondance moyenne de tacons 0+ sauvages. Compte tenu des périodes de déversement et des quantités déversées, la population de l'Aulne fait l'objet du soutien le plus conséquent.

Rivières	Abondance de tacons 0+ sauvages		Déversement				Abondance de retours d'adultes				88
			Tacons 0+		Smolts		Castillons		Saumons de printemps		
	Période	Moyenne	Période	Moyenne	Période	Moyenne	Période	Moyenne	Période	Moyenne	
Couesnon	2002-2017	11883	2002-2009	26100			2005-2017	227	2006-2017	66	
Leff	1997-2017	10535	1997-1999	12500			2000-2017	113	2001-2017	32	
Trieux	1997-2017	26621	1997-1999	44310	1998-1999	20826	2000-2017	497	2001-2017	139	
Jaudy	1999-2017	7713					2002-2017	84	2003-2017	27	
Leguer	1998-2017	52937					2001-2017	782	2002-2017	220	
Yar	2002-2017	2328					2005-2017	64	2006-2017	21	
Douron	1998-2017	16131					2001-2017	246	2002-2017	64	
Queffleuth	2011-2017	17558					2014-2017	98	2015-2017	36	
Penze	2008-2017	37188					2011-2017	322	2012-2017	89	
Elorn	1998-2017	41614			1999-2017 ^{V.1}	9060	2001-2017	574	2002-2017	170	
Mignonne	2012-2017	16876					2015-2017	173	2016-2017	48	
Aulne	1997-2017	8870	1997-2011	129626	1998-2017 ^{V.2}	52908	2000-2017	136	2001-2017	83	
Goyen	2002-2017	14440					2005-2017	240	2006-2017	67	
Odet	1994-2017	57418	1994-1996	30667	1995	10467	1997-2017	567	1998-2017	154	
Aven	2004-2017	21620					2007-2017	419	2008-2017	120	
Elle	2002-2017	104537					2005-2017	1409	2008-2017	373	
Scorff	1993-2017	19694					1996-2017	515	1997-2017	92	
Blavet	2001-2017	31658					2004-2017	810	2005-2017	219	

Tableau V.1. Résumé (période considérée et moyenne) des séries chronologiques d'abondance de tacons 0+ sauvages, de déversement, d'abondance de retours d'adultes et de classes d'âge utilisées pour modéliser les relations de RS de nos 18 rivières bretonnes. Pour les données de classes d'âge, a' et a correspondent respectivement au nombre d'année(s) passée(s) en rivière et en mer.

^{V.1} Pas de déversement de smolt sur l'Elorn en 2005 et 2009

^{V.2} Pas de déversement de smolt sur l'Aulne entre 2002 et 2009

Rivières	Classe d'âge issu des données de captures ou de piégeage							
	a' = 1 ; a = 1		a' = 2 ; a = 1		a' = 1 ; a = 2		a' = 2 ; a = 2	
	Période	Moyenne	Période	Moyenne	Période	Moyenne	Période	Moyenne
Couesnon	2005-2017	19	2005-2017	5	2006-2017	11	2006-2017	2
Leff	2000-2017	3	2000-2017	2	2001-2017	2	2001-2017	1
Trieux	2000-2017	28	2000-2017	5	2001-2017	18	2001-2017	3
Jaudy	2002-2017	4	2002-2017	2	2003-2017	1	2003-2017	1
Leguer	2001-2017	30	2001-2017	26	2002-2017	25	2002-2017	16
Yar	2005-2017	0	2005-2017	0	2006-2017	1	2006-2017	0
Douron	2001-2017	4	2001-2017	9	2002-2017	4	2002-2017	5
Queffleuth	2014-2017	0	2014-2017	0	2015-2017	0	2015-2017	0
Penze	2011-2017	18	2011-2017	7	2012-2017	11	2012-2017	6
Elorn	2001-2017	27	2001-2017	5	2002-2017	23	2002-2017	7
Mignonne	2015-2017	0	2015-2017	0	2016-2017	2	2016-2017	0
Aulne	2000-2017	30	2000-2017	8	2001-2017	26	2001-2017	7
Goyen	2005-2017	18	2005-2017	16	2006-2017	5	2006-2017	3
Odet	1997-2017	15	1997-2017	8	1998-2017	16	1998-2017	8
Aven	2007-2017	17	2007-2017	9	2008-2017	13	2008-2017	7
Elle	2005-2017	85	2005-2017	53	2008-2017	51	2008-2017	30
Scorff	1996-2017	256	1996-2017	108	1997-2017	33	1997-2017	11
Blavet	2004-2017	53	2004-2017	26	2005-2017	22	2005-2017	8

Tableau V.1. (suite)

V.B.1.c. Classe d'âge des retours d'adultes

En France, la majorité des saumons adultes ont entre 2 et 4 ans lorsqu'ils reviennent dans leurs rivières d'origines pour se reproduire. Ils ne séjournent généralement pas plus de deux années en rivière et deux années en mer (on parle aussi d'hivers passés en mer). Dans le modèle décrit par la suite, nous avons fait l'hypothèse que les tacons 0+ qui survivent jusqu'à leurs retours en rivière appartiennent à 4 classes d'âge, résultant de la combinaison de deux classes d'âge de rivière (un ou deux ans) et de deux classes d'âge de mer (un ou deux ans). La principale source d'information nous permettant de connaître la proportion de tacons 0+ appartenant à chaque classe d'âge provient des données de captures. Pour rappel, en France, il est obligatoire de déclarer les captures de saumon atlantique réalisées en rivière. La déclaration doit s'accompagner d'un échantillon de plusieurs écailles prélevées sur l'individu capturé. Grâce aux méthodes scalimétriques, il est possible d'ager la plupart des individus capturés à partir de ces écailles et d'estimer la durée de la phase eau douce et de la phase marine. Ces informations sont répertoriées dans la base de données du CNICS et permettent de déterminer le nombre d'individus capturés chaque année sur chaque rivière qui appartiennent à nos quatre classes d'âge (tableau V.1). Ces données vont nous servir à estimer la proportion de tacons 0+ dans chaque classe d'âge. Pour le Scorff, les données sont issues du dispositif de piégeage du moulin des princes car le nombre d'individus adultes piégés à la remontée est beaucoup plus important que le nombre d'individus capturés par les pêcheurs. Les données issues du piégeage permettent donc d'estimer de façon beaucoup plus précise les proportions associées à chaque classe d'âge.

V.B.1.d. Abondance de retours d'adultes et niveau de stock

Les séries chronologiques de retours d'adultes (castillons et saumons de printemps) utilisées dans ce modèle sont présentées dans le tableau V.1. On constate qu'il y a un écart entre le début des séries chronologiques d'abondance de tacons 0+ et celles des adultes. Cet écart est de 3 années pour les castillons et de 4 années pour les saumons de printemps. Ce décalage est à l'origine de plusieurs séries chronologiques de retours d'adultes très courtes. C'est notamment le cas du Queffleuth et de la Mignonne dont les séries chronologiques d'adultes ne dépassent pas 4 années. A l'inverse, le Scorff dispose des séries chronologiques d'abondance de retours d'adultes les plus longues avec 22 années d'abondance de castillons et 21 années de saumons de printemps. Les écarts des abondances annuelles moyennes observées sur les rivières bretonnes sont importants mais relativement plus faibles que chez les tacons 0+. Les moyennes les plus faibles sont observées sur le Yar avec 64 castillons et 21 saumons de printemps par an alors que les plus élevées sont celles de l'Ellé avec en moyenne 1409 castillons et 373 saumons de printemps par an. Les captures réalisées en

rivière ; la proportion de femelles dans chaque classe d'âge, leur fécondité respective (cf. partie II.E) ainsi que la surface des rivières permettent de réaliser la transition entre les abondances de retours d'adultes et les niveaux de stocks (cf. équation II.22).

V.B.2. Modèle

Le graphique orienté acyclique présenté figure V.1 décrit la structure conditionnelle du modèle de RS. Toutes les variables du modèle ne sont pas figurées sur le graphique pour faciliter sa lecture. Quatre stades de vie sont considérés : le stade tacon 0+, le stade smolt, le stade adulte (adulte de retour en rivière pour se reproduire) et le stade œuf. Plus on se dirige vers le bas du graphique, plus les variables sont relatives à des stades de vie âgés. Notez que l'œuf est considéré comme le stade le plus âgé car il correspond à l'unité du stock reproducteur. Tout en haut du graphique, on retrouve les données de recrutements ($R_{t,r}$) qui une fois multipliées par les surfaces en équivalent radiers-rapides des rivières ($A_{t,r}$) permettent de déterminer les abondances de tacons 0+ sauvages ($NO_{t,r}$). Les abondances de tacons 0+ déversés ($NO_{t,r}^*$) sont ensuite ajoutées aux abondances sauvages pour déterminer les abondances totales de tacons 0+ ($nO_{t,r}$). Plusieurs études ont montré que les individus issus d'élevages survivaient moins bien que les individus sauvages (Jokikokko *et al.*, 2006 ; Jonsson & Jonsson, 2006). Ainsi avant d'être ajouté aux abondances sauvages, les déversements sont multipliés par un équivalent tacon 0+ sauvage (γ^*) qui régit le différentiel de survie entre les tacons 0+ déversés et les tacons 0+ sauvages (équation V.1). L'ensemble de définition de γ^* est compris entre 0 et 1 de tel sorte que la survie des individus déversés soit inférieure à celle des individus sauvages.

$$(V.1) \quad nO_{t,r} = NO_{t,r} + \gamma^* \times NO_{t,r}^*$$

Dans notre modèle, la transition entre le stade tacon 0+ et le stade adulte résulte de trois processus :

- La survie entre ces deux stades
- La répartition en 4 classes d'âge de retours
- L'apport des déversements

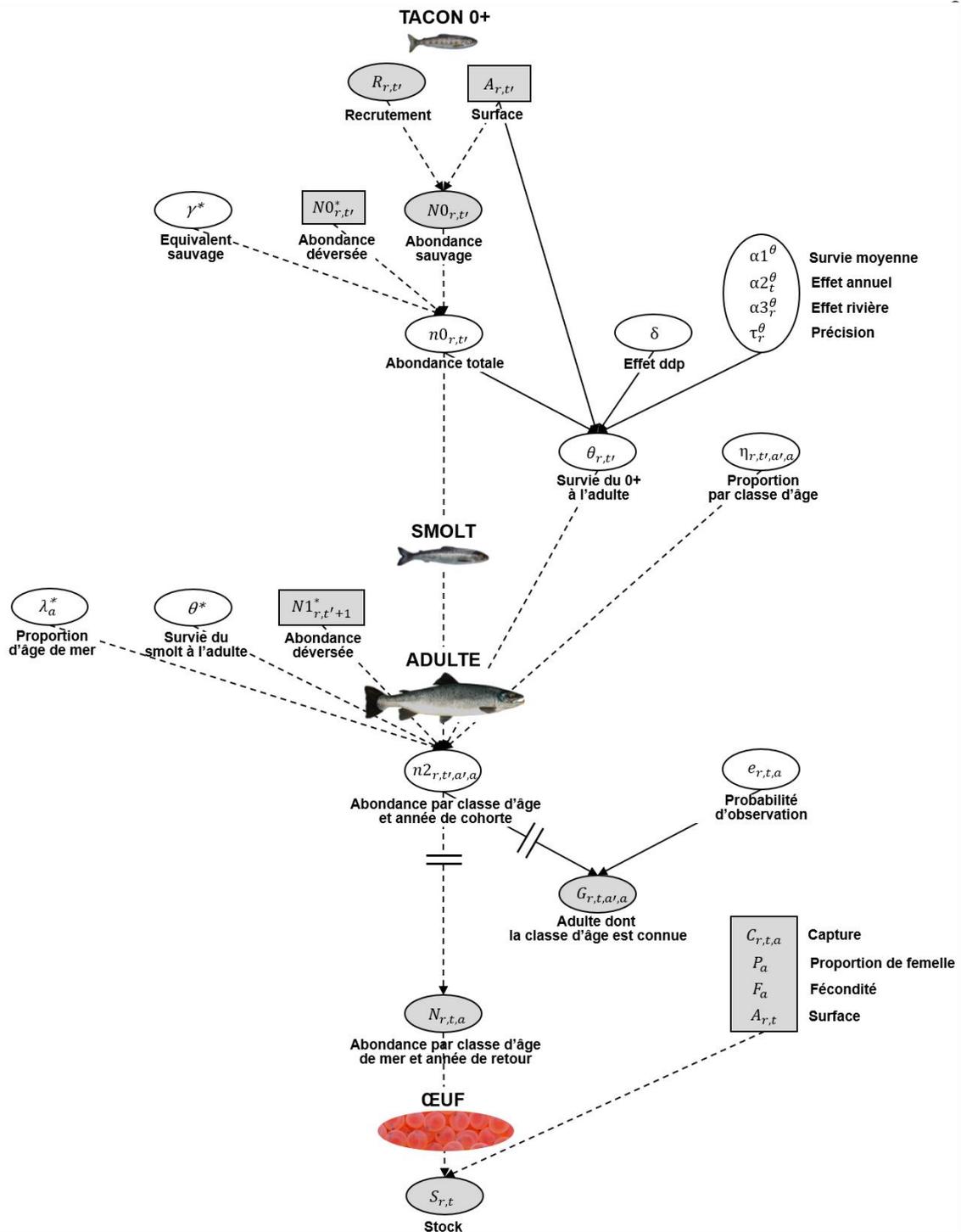


Figure V.1. Graphique orienté acyclique de la structure conditionnelle du modèle. Cette structure conditionnelle a été simplifiée à des fins d'illustration. Les variables et covariables du modèle sont représentées respectivement par des ellipses et des rectangles. Si des données sont disponibles pour les variables et covariables, leur forme est grisée. Les liens stochastiques entre les variables sont figurés par une flèche en trait plein. Les liens directs (addition, soustraction, multiplication, division etc...) sont figurés par une flèche en trait pointillé. Les doubles barres matérialisent une modification de l'indice temporel utilisé pour décrire les variables. Avant les doubles barres, les variables sont relatives à l'indice t' qui

correspond à l'année de naissance des tacons 0+. Après les doubles barres, les variables sont relatives à l'indice t , l'année de retour en rivière des individus adultes.

La survie du tacon 0+ à l'adulte de la cohorte t' sur la rivière r ($\theta_{t',r}$) est modélisée à l'aide d'une loi normale en échelle logit de moyenne $\mu_{t',r}^\theta$ et de précision τ_r^θ définie pour chaque rivière (équation V.2). La moyenne est décomposée en une somme de 4 effets (équation V.3) : un effet moyen ($\alpha 1^\theta$), un effet aléatoire annuel ($\alpha 2_t^\theta$), un effet aléatoire rivière ($\alpha 3_r^\theta$) et un effet densité-dépendant (δ). Après avoir observé une corrélation des effets annuels lors du développement du modèle, nous avons choisi de modéliser ces effets à l'aide d'une structure auto-corrélative d'ordre 1. Cela revient à considérer que la survie de la cohorte de l'année t' est corrélée à la survie de la cohorte de l'année $t'-1$. Ce choix se justifie car une partie des individus issues de ces deux cohortes vont être soumis aux mêmes conditions environnementales pouvant impacter leurs survies (notamment en mer). L'effet aléatoire rivière est modélisé de façon hiérarchique à l'aide d'une loi normale centrée sur 0 avec une précision commune. Enfin, l'effet densité-dépendant (δ) a été rajouté pour tenir compte des potentiels impacts de la densité sur la survie notamment entre le stade tacon 0+ et le stade smolt. En effet, c'est lors des jeunes stades qui se développent en eau douce que les facteurs densité-dépendants sont supposés avoir le plus d'impact sur la survie (Elliot, 2001 ; Milner *et al.*, 2003 ; Thorstad *et al.*, 2012). Enfin, l'incertitude du processus de survie est modélisée grâce à une précision (τ_r^θ) définie pour chaque rivière (équation V.2).

$$(V.2) \quad \text{logit}(\theta_{t',r}) | \mu_{t',r}^\theta, \tau_r^\theta \sim \text{Normal}(\mu_{t',r}^\theta, \tau_r^\theta)$$

$$(V.3) \quad \mu_{t',r}^\theta = \alpha 1^\theta + \alpha 2_t^\theta + \alpha 3_r^\theta + \frac{n0_{t',r}}{A_{t',r}} \times \delta$$

Le processus de répartition dans les différentes classes d'âge est modélisé à l'aide des proportions ($\eta_{t',r,a',a}$) de castillons ($a = 1$) et de saumons de printemps ($a = 2$) issus de la cohorte t' ayant passé a' année(s) en rivière. Toutes ces proportions varient selon les années et les rivières. La proportion de chaque classe d'âge est modélisée à l'aide d'une structure hiérarchique comportant une moyenne globale par rivière et une précision.

L'abondance de chaque classe d'âge de retours issus de la cohorte t' ($n2_{t',r,a',a}$) est calculée en multipliant l'abondance totale de la cohorte de tacons 0+ de l'année t' par la survie et par les proportions associées à chaque classe d'âge (équations V.4 et V.5). Les déversements de smolts réalisés l'année $t'+1$ ($N1_{t'+1,r}^*$) ont été ajoutés aux retours d'adultes issus de la cohorte t' . En effet, les smolts sont tous déversés à l'âge d'un an et nous faisons l'hypothèse que tous migrent l'année de leur déversement. Avant d'être ajoutés aux retours de la classe d'âge de

mer a ayant passé une année en rivière ($n2_{t',r,1,a}$), les déversements de smolts sont multipliés par un paramètre de survie (θ^*) et la proportion de smolts déversés qui appartiendra à la classe d'âge de mer a (λ_a^*).

$$(V.4) \quad n2_{t',r,1,a} = \theta_{t',r} \times \eta_{t',r,1,a} \times n0_{t',r} + \theta^* \times \lambda_a^* \times N1_{t'+1,r}^*$$

$$(V.5) \quad n2_{t',r,2,a} = \theta_{t',r} \times \eta_{t',r,2,a} \times n0_{t',r}$$

Le processus d'observation du nombre d'adulte dont on connaît la classe d'âge ($G_{t,r,a',a}$) est modélisé à l'aide d'une loi binomiale. Cette loi est conditionnée par les abondances de retours par classe d'âge exprimées par année de retour t ($n2_{t-(a'+a),r,a',a}$) et la probabilité combinée de capturer les individus et de connaître leur classe d'âge ($e_{t,r,a}$; équation V.6). Cette probabilité est appelée probabilité d'observation. Elle varie selon les rivières, les années de retours et les classes d'âge de mer car elle dépend des taux d'exploitation. A noter que la probabilité d'observation ne varie pas selon les âges de rivière car on considère que la probabilité de capturer les individus à leur retour en rivière et la probabilité d'identifier leur classe d'âge ne varient pas en fonction du temps passé en eau douce.

$$(V.6) \quad G_{t,r,a',a} \mid n2_{t-(a'+a),r,a',a}, e_{t,r,a} \sim \text{Binomial}(n2_{t-(a'+a),r,a',a}, e_{t,r,a})$$

Enfin, les abondances d'adulte par année de retour t et par âge de mer a sont calculées en sommant les individus d'une année de rivière issus de la cohorte $t-(1+a)$ et ceux de deux années de rivière issus de la cohorte $t-(2+a)$ (équation V.7).

$$(V.7) \quad N_{t,r,a} = n2_{t-(1+a),r,1,a} + n2_{t-(2+a),r,2,a}$$

La quantité d'œufs produits l'année t sur la rivière r (numérateur de l'équation V.8) est calculée en soustrayant les captures ($C_{t,r,a}$) aux retours d'adultes et en multipliant le résultat par la proportion de femelles (P_a) et la fécondité des femelles (F_a) de chaque classe d'âge de mer. Les niveaux de stocks ($S_{t,r}$) sont obtenus en divisant l'abondance d'œuf par la surface en équivalent rivières-rapides ($A_{t,r}$, équation V.8) disponible dans chaque rivière r l'année t du retour en rivière.

$$(V.8) \quad S_{t,r} = \frac{(N_{t,r,a} - C_{t,r,a}) \times P_a \times F_a}{A_{t,r}}$$

Pour faciliter les inférences statistiques, tous les paramètres de précision du modèle ont été modélisés de façon hiérarchique à l'aide d'une distribution gamma avec une moyenne et un

paramètre d'échelle inverse (Gelman, 2006).

V.B.3. Distributions *a priori* et inférences bayésiennes

Une distribution *a priori* a été attribuée à chaque paramètre du modèle, c'est-à-dire à chaque quantité du modèle qui n'est conditionnée par aucune autre. Seules des distributions *a priori* non informatives ont été utilisées (table V.2) pour s'assurer que les distributions *a posteriori* estimées par le modèle reflètent principalement l'information détenue par les données. La seule exception concerne les séries chronologiques de recrutements et de retours d'adultes qui sont intégrées au modèle à l'aide de distributions *a priori* informatives et de la méthode des pseudo-observations. Cela permet d'intégrer l'incertitude liée au processus d'observation de ces séries (cf. chapitre IV).

Les inférences bayésiennes ont été réalisées à l'aide du logiciel JAGS © (version 4.2.0.; Plummer, 2003). Ce logiciel utilise la méthode d'échantillonnage MCMC (Monte-Carlo Markov chain) pour estimer la distribution *a posteriori* jointe de toutes les quantités inconnues du modèle. Trois chaînes avec différentes valeurs initiales ont été utilisées. Après une phase initiale de 10000 itérations (aussi appelée « burn-in »), 400000 itérations ont été réalisées sur chaque chaîne. Les résultats présentés par la suite sont issus d'un sous-échantillonnage de 12000 itérations, 4000 itérations par chaîne (soit 1 itération sur 100 conservée). La convergence des chaînes MCMC a été vérifiée à l'aide du critère de Gelman et Rubin (Rubin & Gelman, 1992).

V.C. Résultats

Les distributions *a priori* des paramètres du modèle ont été clairement mises à jour. En effet, les distributions marginales *a posteriori* des paramètres ont une dispersion plus faible et une moyenne différente de celles des distributions *a priori* (tableau V.2). Les hypothèses de normalité et d'homogénéité des résidus de recrutements standardisés sont vérifiées.

Paramètres	Distributions <i>a priori</i>			Distributions marginales <i>a posteriori</i>	
	distribution	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
γ^*	Bêta	0.5	0.29	0.09	0.04
θ^*	Bêta	0.5	0.29	0.0019	0.001
δ	Normal	0	$\sqrt{10}$	-0.04	0.004
$\alpha 1^\theta$	Normal	0	$\sqrt{10}$	-3.19	0.22

Tableau V.2. Résumé statistique (moyennes et écart-types) des distributions *a priori* et des distributions marginales *a posteriori* des paramètres d'intérêt du modèle. Le nom de la distribution *a priori* associée à chaque paramètre est donné pour information.

Le ratio de survie entre les tacons 0+ issus de déversements et les tacons 0+ sauvages est estimé en moyenne à 0.09 ce qui correspond à une survie 10 fois plus faible en moyenne pour les tacons 0+ déversés (tableau V.2). Les tacons 0+ sauvages ont une survie moyenne $\alpha 1^\theta$ de -3.19 en échelle logit ce qui correspond à une survie de 2.10%^{V.3} jusqu'au retour en rivière. La survie des smolts déversés jusqu'au stade adulte est estimée en moyenne à 0.19% ce qui est 10 fois moins que la survie moyenne des tacons 0+ sauvages. La survie est donc la même pour les tacons et les smolts déversés. Le modèle estime un effet significativement négatif de la densité des tacons 0+ sur leur survie. En effet, δ est estimé en moyenne à -0.04 et 0 n'appartient pas à l'intervalle de probabilité à 90% de sa distribution marginale *a posteriori*.

Les distributions marginales *a posteriori* des effets aléatoires annuels sur la survie ($\alpha 2_t^\theta$) présentent une légère augmentation entre le début des années 90 et le début des années 2000 avec un maximum de 0.35 atteint en 2002 (figure V.2.a). Cela signifie que la survie de la cohorte 2002 est 1.41 fois supérieure à la moyenne (survie de 2.96%^{V.4}). Entre 2002 et 2006, la valeur des effets chutent brutalement jusqu'à atteindre une moyenne de -0.61 en échelle logit, ce qui correspond à une survie presque 2 fois plus faible que la moyenne (survie de 1.10%). Les effets réaugmentent aussi brutalement qu'ils ont diminué et en 2008 ont réatteint le même niveau de survie qu'en 2002. A partir de 2009 et jusqu'en 2017, la valeur des effets annuels se stabilisent autour de zéro ce qui correspond à des survies proches de la valeur moyenne.

^{V.3} La survie moyenne a été calculée en appliquant la fonction inverse-logit à la formule de la survie moyenne en prenant pour densité moyenne, le recrutement breton moyen qui est de 16.9 tacons0+ pour 100m². On n'intègre donc pas les déversements de tacon 0+ dans ce calcul

^{V.4} De même que pour la survie moyenne, le calcul des survies annuelles n'intègre pas les déversements et se base sur une densité moyenne de 16.9 individus pour 100 m² correspondant au recrutement moyen breton.

L'analyse des distributions marginales *a posteriori* des effets aléatoires rivières (α_{3r}^{θ}) montrent qu'ils sont majoritairement supérieurs à 0 (figure V.2.b). Cela signifie que la survie sur la plupart des rivières est supérieure à la moyenne de 2.10%. L'effet rivière le plus élevé est observé sur l'Aulne avec une moyenne de 0.62 ce qui correspond à une survie 2.56 fois supérieure à la moyenne (survie de 5.39% ^{V.5}). Seules 5 rivières de petites tailles, le Leff, le Jaudy, le Yar, le Queffleuth et la Mignonne et une rivière de taille moyenne, l'Odet présentent des effets significativement inférieurs à zéro. L'effet le plus faible est celui du Queffleuth, il est en moyenne de -1.44 ce qui correspond à une survie divisée par 4 par rapport à la moyenne (survie de 0.50% ^{V.6}).

L'écart-type σ_r^{θ} a été choisi pour illustrer la variabilité de la survie du tacon 0+ à l'adulte en lieu et place de la précision (τ_r^{θ}) présentée dans la description du modèle. Nos résultats n'indiquent pas de différence majeure des écarts-types de survie (figure V.3). L'Elorn, L'Aulne et le Scorff semblent néanmoins avoir des écarts-types légèrement supérieurs aux autres rivières. Enfin, les estimations de l'écart-type du Queffleuth présentent une variabilité plus importante que les autres rivières.

^{V.5} Sur l'Aulne où les déversements de tacons 0+ sont conséquents, la densité utilisée intègre les quantités de tacons 0+ déversés. Elle est de 7.7 tacons 0+ pour 100m². Pour information, le recrutement moyen sur cette rivière est de 4.1 tacons 0+ pour 100 m².

^{V.6} Il n'y a pas de déversement sur le Queffleuth donc la densité utilisée pour calculer la survie moyenne correspond à son recrutement moyen qui est de 35.1 tacons 0+ pour 100 m²

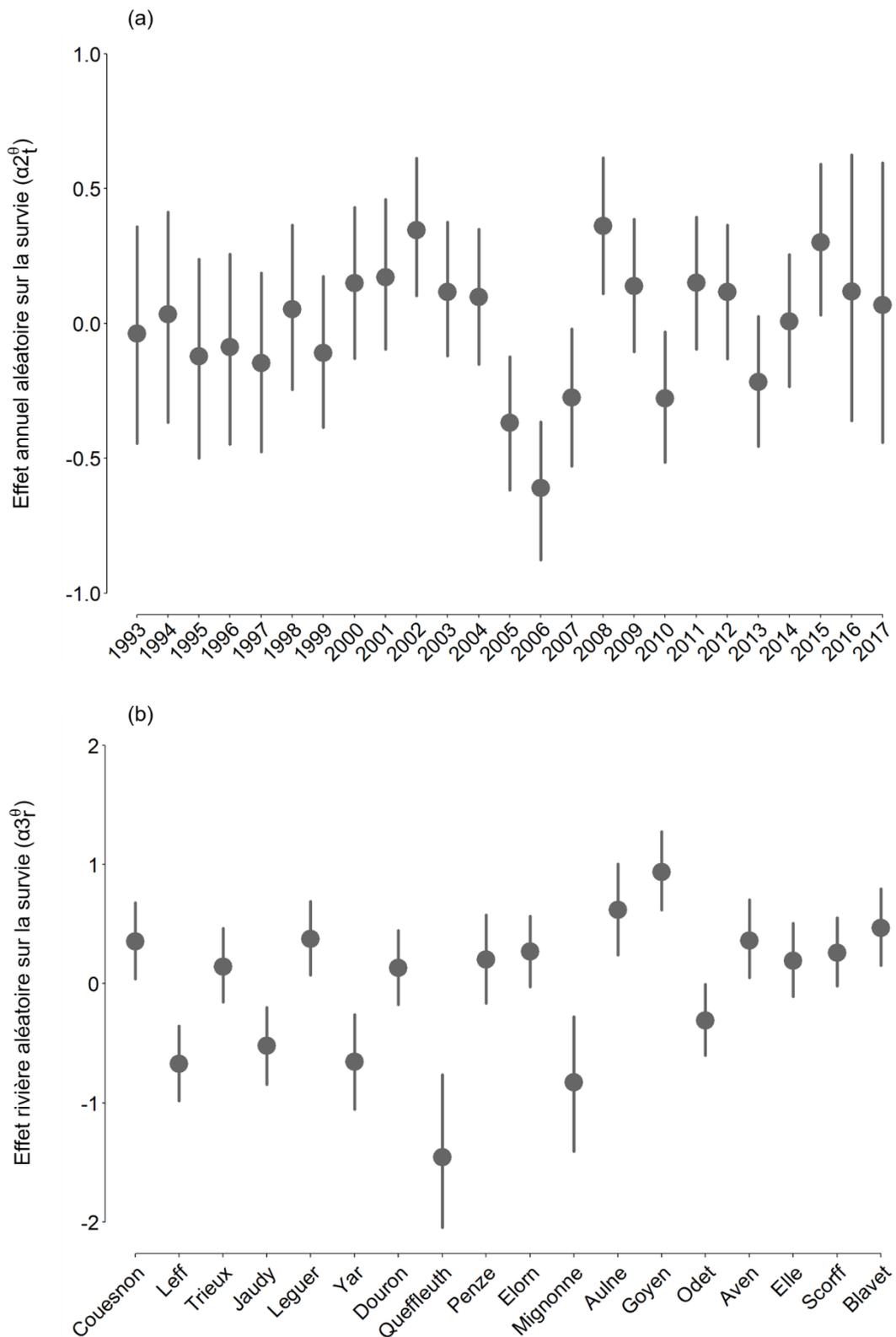


Figure V.2. Distributions marginales *a posteriori* des effets aléatoires annuels (a) et rivières (b) sur la survie $\theta_{t,r}$. Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle de probabilité à 90% des distributions de ces effets.

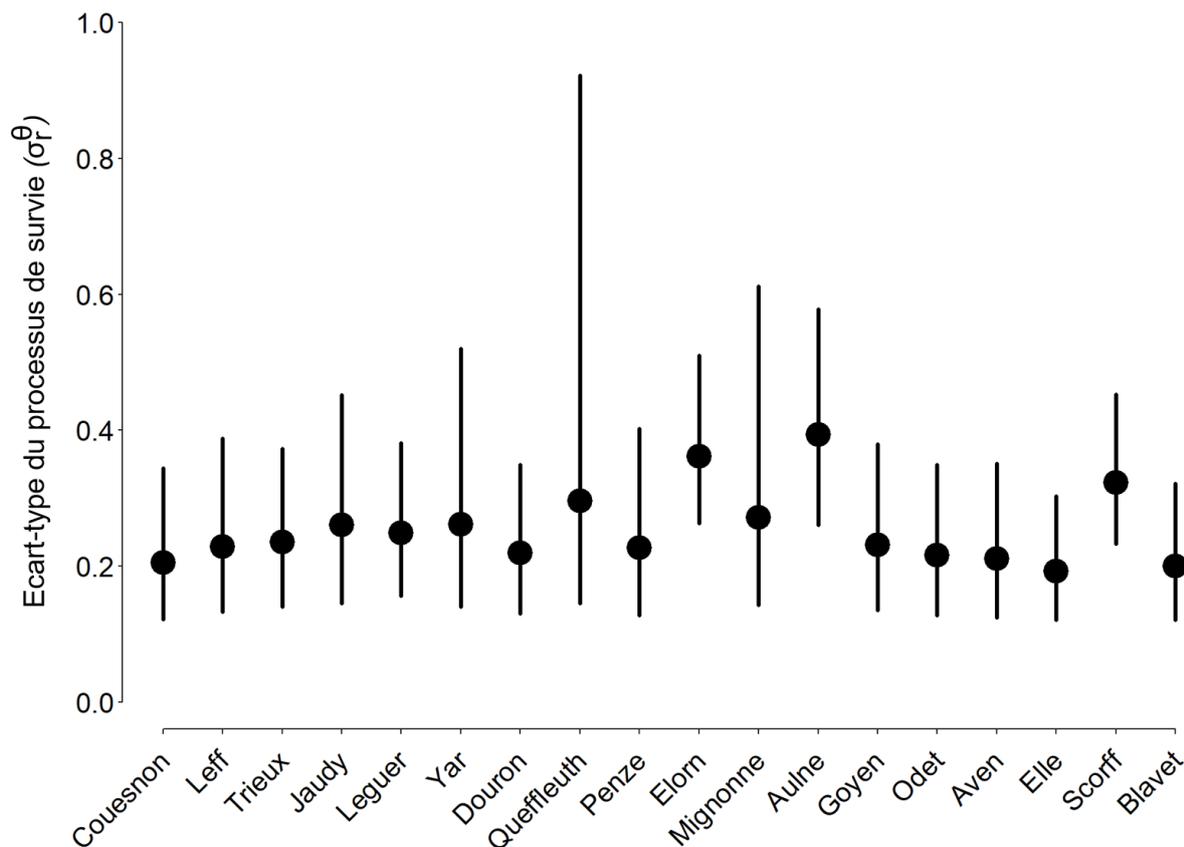


Figure V.3. Distributions marginales *a posteriori* des écarts-types de survie σ_r^θ . Les points et les lignes matérialisent respectivement la médiane et l'intervalle de probabilité à 90% des distributions de ces grandeurs.

V.D. Discussion-Conclusion

Ce modèle hiérarchique bayésien a permis d'estimer les relations de RS de nos 18 rivières bretonnes en intégrant les principales sources d'incertitudes : l'incertitude d'observation des retours et du recrutement, l'incertitude d'estimation des paramètres du modèle et l'incertitude du processus de survie entre le tacon 0+ et l'adulte. La survie moyenne observée en Bretagne est de 2.10% ce qui est du même ordre de grandeur que la valeur estimée par Legrand et Prévost (2016) sur le bassin Loire-Allier. Sur ce bassin versant qui se situe aux mêmes latitudes que nos rivières bretonnes, la survie du tacon 0+ au retour d'adulte est estimée à 2% au début des années 80 puis chute à 0,5% dans les années plus récentes. En Bretagne, bien que la survie fluctue au cours du temps, on n'observe aucune tendance

temporelle. Ce résultat paraît surprenant au regard du déclin généralisé de la survie en mer de cette espèce depuis plus de 40 ans (Chaput, 2012 ; Olmos *et al.*, 2019). De plus, Brun (2011) observe un déclin de la survie du tacon 0+ à l'adulte sur la Nivelle entre 1984 et 2008. Ce déclin est attribué notamment à la diminution de la survie marine. Il semble peu probable que les saumons bretons ne soient pas touchés par cette diminution de survie car en mer, tous les individus sont soumis aux mêmes conditions. Néanmoins, les conditions de survie en rivière entre le stade 0+ et le stade smolt peuvent varier radicalement entre deux rivières même assez proches. Ainsi, une explication possible de l'absence de tendance temporelle serait que la survie en rivière du tacon 0+ au smolt a augmenté au cours de la période étudiée ce qui a permis de compenser la diminution de la survie en mer.

Les résultats des effets rivières mettent en lumière une dichotomie marquée entre les rivières où la survie est bonne (légèrement supérieure à la moyenne) et les rivières où la survie est très faible. Ces dernières sont des rivières de petites tailles à l'exception de l'Odet. L'observation de survies faibles sur les petites rivières peut être due à plusieurs facteurs. Le premier est l'éventuelle sous-estimation des retours sur ces petites rivières où l'exploitation est faible (*cf.* discussion du chapitre II). En sous-estimant les retours, on aurait tendance à sous-estimer la survie. Une moins bonne survie du tacon 0+ au smolt pourraient aussi être causée par une disponibilité alimentaire plus faible ou des conditions de dévalaison plus mauvaises sur ces petites rivières. Il semble encore une fois peu probable que les individus issus de ces petites rivières présentent des survies marines différentes des autres car tous les individus peu importe leur rivière d'origine sont soumis aux mêmes conditions une fois dans le milieu marin. Enfin de possibles échanges entre les populations pourraient expliquer la valeur des effets observés. La valeur négative des effets associés aux petites rivières pourrait être la résultante d'un flux d'individu des petites rivières (populations « sources ») vers les plus grandes rivières (populations « puits »). Néanmoins compte tenu des données disponibles, il n'est pas possible de statuer sur l'importance relative de ces différents facteurs sur la valeur des effets rivières que l'on estime.

Un impact négatif de la densité de tacons 0+ sur la survie a été mis en évidence. Cet impact est vraisemblable dû à l'effet négatif de facteurs densité-dépendants qui s'opèrent lors de la transition tacon 0+ / smolt. En effet, plusieurs auteurs ont montré que la survie en mer était principalement indépendante de la densité (Elliot, 2001 ; Jonsson & Jonsson, 2004). Malgré l'importante quantité de tacons 0+ et de smolts déversés dans les rivières certaines années, leurs contributions aux retours d'adultes sont faibles. En effet, la survie des tacons 0+ déversés est 10 fois plus faible que celle des tacons 0+ sauvages. Le fait d'être déversé à un âge plus avancé pourrait être un avantage en matière de survie pour les smolts car ils évitent une

grande partie de la prédation qui s'opèrent en rivière. Néanmoins, notre modèle estime qu'il n'y a pas de différence majeure de survie entre les tacons 0+ déversés et les smolts déversés. Ce résultat peut s'expliquer par une meilleure survie en mer des tacons 0+ déversés (Jokikokko *et al.*, 2006) qui ont eu le temps de s'adapter assez tôt à leur environnement naturel (Jonsson *et al.*, 1991 ; Fleming *et al.*, 2000 ; Johnsson *et al.*, 2001) contrairement aux smolts qui survivent moins bien en mer car ils n'ont pas eu beaucoup de temps pour s'adapter au milieu naturel. Ils ont notamment de très mauvaises aptitudes de détection et d'échappement aux prédateurs (Olla *et al.*, 1998 ; Dieperink *et al.*, 2002).

Partie 3 – Comment réguler les
pêcheries réactives bretonnes
de saumon atlantique ?

Chapitre VI : Nouvelle définition de la conservation adoptée en Bretagne : quelles implications pour les limites de conservation ?

VI.A. Introduction

Pour répondre aux menaces qui pèsent sur la conservation des populations de saumon atlantique, très tôt, les activités humaines impactant l'espèce ont été régulées (Chaput, 2012). Les mesures de régulation les plus récentes suivent les principes édictés à l'échelle internationale par l'organisation pour la conservation du saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN). Suite au sommet de Rio de 1992 qui entérine le principe de précaution comme fondement de la gestion de l'environnement et des ressources naturelles, l'OCSAN et ses parties prenantes ont convenu d'appliquer ce principe à la gestion du saumon atlantique (NASCO, 1998). Une approche de précaution a été adoptée, qui donne la priorité à la conservation par rapport à l'exploitation et prône un changement de paradigme dans la façon d'intégrer l'incertitude dans le processus de décision (NASCO, 2009). L'incertitude devient primordiale du fait de l'adoption du principe de précaution : plus la situation sera incertaine, plus grande devra être la prudence pour tenter d'assurer la conservation.

L'application de l'approche de précaution requière l'utilisation de points de référence biologique (FAO, 1995). Ces points de référence constituent des balises pour permettre l'évaluation du statut de conservation des populations. L'OCSAN recommande l'utilisation de deux points de référence : une limite de conservation (LC) et une cible de gestion (CG ; NASCO, 2009). Ils permettent de définir trois statuts de conservation : « critique » lorsque l'on se trouve en dessous de la LC, « incertain » lorsque l'on se trouve entre la LC et la CG et « sain » au-dessus de la CG. L'OCSAN préconise également que la détermination des points de référence se fonde sur une analyse des relations de SR, qui résument, en totalité ou pour partie, les processus qui gouvernent le renouvellement des populations (cf. chapitre IV). Une LC est définie comme un niveau de stock qui permet de produire assez de recrues pour assurer la conservation d'une population. Pour être prudent face à l'incertitude et s'assurer de ne pas mettre en danger la conservation, on cible un point de référence, la CG, qui correspond à un niveau de stock significativement supérieur à la LC.

Il existe un très large éventail de niveaux de stocks qui pourraient convenir à la définition d'une LC (Caddy & Mahon, 1995 ; Potter, 2001 ; Chaput, 2015) mais aucun d'eux ne permet d'être totalement certain d'assurer la conservation. Même en cherchant à maintenir un niveau de stock élevé, il existe toujours un risque, sous l'effet de la stochasticité environnementale ou démographique, qu'un événement catastrophique se produise et provoque l'extinction d'une

population (ou une réduction très forte et durable de l'abondance). Ainsi, au niveau de stock choisi pour définir la LC correspond un risque que l'on est prêt à prendre en matière de conservation de l'espèce ; plus la LC est faible, plus le risque est important. En outre, plus la LC est faible, plus on acceptera d'observer des niveaux de stocks faibles avant de prendre des mesures de régulation correctives, alors même que l'apparition de ces niveaux faibles peuvent être le révélateur de l'incapacité d'une population à se renouveler.

Suivant les préconisations émises par le CIEM (ICES, 1995), l'OCSAN recommande de définir la LC au niveau de stock qui permet de maximiser les potentiels de captures sur le long terme (S_{OPT}), aussi appelé biomasse au rendement maximum durable. Ce point de référence est pourtant choisi comme CG pour un grand nombre de stocks halieutiques. Il sert de LC pour le saumon atlantique car cette espèce est considérée comme une espèce à risque sachant que son renouvellement n'est assuré que par un petit nombre de cohortes (ICES, 2020b). En accord avec cette recommandation, le COGEPOMI des cours d'eau bretons a retenu S_{OPT} comme LC des populations bretonnes dès 1996 (Prévost & Porcher, 1996).

Cette définition de LC recommandée par l'OCSAN et appliquée en Bretagne introduit néanmoins une ambiguïté entre conservation et exploitation. Considérant que l'exploitation peut entrer en contradiction avec la conservation, l'OCSAN indique clairement que l'exploitation est subordonnée au respect de la conservation (NASCO, 2009). Pourtant, elle recommande dans le même temps de fixer la LC au niveau de stock permettant de maximiser l'exploitation sur le long terme. Ce faisant, l'OCSAN admet implicitement que (i) toute population peut supporter une exploitation durable, et que (ii) la maximisation de cette dernière équivaut au respect de la conservation. Or, bien que la maximisation de l'exploitation et la conservation ne soient pas deux objectifs incompatibles, ils peuvent entrer en contradiction. En effet, l'utilisation de cette définition pour déterminer la LC à partir d'une analyse SR selon les modèles les plus classiques (*cf.* chapitre IV) conduit à des valeurs de LC d'autant plus basses que les capacités de renouvellement d'une population sont faibles. En d'autres termes, plus la situation d'une population est préoccupante, moins nous sommes exigeant en matière de conservation (LC plus petite). Conséquence ultime de cette logique, il est impossible de définir une LC au sens de la recommandation de l'OCSAN pour une population dont le maintien à long terme ne serait pas assuré même en l'absence d'exploitation. Informé et ayant pris conscience de ces lacunes, le COGEPOMI des cours d'eau bretons a souhaité revisiter sa définition de la LC.

Dans ce chapitre, nous décrivons une méthodologie pour établir de nouvelles LC qui lèvent l'ambiguïté entre conservation et exploitation. Elle se base sur une définition simple et claire de la conservation : éviter les faibles recrutements. Sachant que le recrutement varie fortement

et aléatoirement, un événement de faible recrutement peut toujours survenir même en contrôlant le niveau de stock. Les nouvelles LC sont donc définies comme le niveau de stock qui permet de limiter le risque de faible recrutement. Pour obtenir une traduction opérationnelle de cette définition de principe, les acteurs de la gestion doivent s'entendre sur une définition partagée de la notion de faible recrutement ainsi que du niveau de risque acceptable.

La présentation de ce nouveau cadre méthodologique est illustrée par l'application qui en a été faite à partir des 18 populations de saumon bretonnes étudiées dans cette thèse et telle qu'elle a été proposée puis entérinée en 2018 par les membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons. La nouvelle définition retenue pour les LC correspond au niveau de stock qui limite à 25% le risque de faible recrutement, lui-même défini relativement à un seuil égal à la moitié de la capacité d'accueil (*i.e.* recrutement moyen maximum). Les nouvelles LC sont déduites des relations de SR présentées au chapitre IV qui permettent tout à la fois d'estimer le seuil de faible recrutement et de prédire la distribution du recrutement en fonction du stock. La comparaison des recrutements prédits et du seuil de faible recrutement permet de déduire la probabilité de tomber en dessous de ce dernier en fonction du niveau de stock. A partir de la fonction de risque ainsi obtenue, le niveau de stock correspondant à la LC est finalement déterminé. Cette approche d'analyse de risque intègre les principales sources d'incertitudes que sont les erreurs d'observation du stock et du recrutement, l'incertitude d'estimation des paramètres de la relation SR et la variabilité aléatoire du processus de recrutement.

VI.B. Matériels et méthodes

VI.B.1. Définition du faible recrutement et du risque associé

Il est impossible de s'assurer qu'une population ne produise pas de faible recrutement : quel que soit le niveau de stock, il existe toujours un risque que de tels événements se produisent car le recrutement varie fortement et de façon aléatoire. Ne pouvant se prémunir totalement contre les faibles recrutements, la méthodologie utilisée pour définir les nouvelles LC vise à déterminer le niveau de stock qui permet de limiter le risque à un niveau modéré ou faible.

Différentes façons de définir ce qu'est un faible recrutement peuvent être imaginées. La définition retenue *in fine* sera toujours emprise d'une part de subjectivité. L'utilisation d'un seuil est intuitivement attractif. Ce dernier peut être défini par le biais de métriques aussi bien théorique qu'empirique. En accord avec Chaput *et al.* (2015), nous proposons d'utiliser une référence théorique et de définir le seuil de faible recrutement comme un pourcentage de la capacité d'accueil, elle-même définie comme la quantité maximale de recrues qui peut être supportée par un écosystème en moyenne sur le long terme (Elliot, 2001). Dans le cas de nos 18 populations, la capacité d'accueil (k) est estimée par l'analyse des relations SR (*cf.* chapitre IV).

Plusieurs arguments militent en faveur de ce choix. Tout d'abord, l'utilisation d'une référence théorique, telle que la capacité d'accueil k , permet de qualifier le faible recrutement par rapport au potentiel d'une population et du cours d'eau qui l'héberge. Elle promeut une définition invariante dans l'espace et dans le temps de la notion de faible recrutement. Elle est moins contingente aux variations du statut actuel des populations que ne pourrait l'être une référence empirique fondée uniquement sur des données observées. Ensuite, retenir un seuil inférieur à la capacité d'accueil k est naturel dans une optique de maîtrise d'un risque modéré de faible recrutement. En effet, l'utilisation d'un seuil supérieur à k reviendrait à admettre qu'un faible recrutement est l'événement le plus probable.

VI.B.2. Risque et intégration de l'incertitude

Pour déterminer de la façon la plus juste possible le risque, il est nécessaire de prendre en compte les principales sources d'incertitudes qui affectent notre connaissance de la dynamique SR. On peut en distinguer quatre principales (Clark, 2003 ; Lek, 2007 ; Rivot & Parent, 2012). La première concerne la nature même du processus de recrutement, aussi appelée incertitude de modèle. En effet ce processus est représenté par un modèle (de type Beverton et Holt avec des erreurs aléatoires issues d'un mélange de lois log-normales dans notre cas d'étude ; *cf.* chapitre IV). D'autres hypothèses pourraient également être formulées (par exemple sur la nature de la régulation densité-dépendante ou la forme des erreurs aléatoires) conduisant à d'autres formulations de modèles. Des méthodes existent pour considérer simultanément différentes modélisations d'un même processus et prendre en compte l'incertitude associée, mais leur mise en œuvre n'est pas nécessairement aisée. Cette difficulté combinée avec la bonne adéquation entre les données disponibles et le modèle appliqué à notre cas d'étude nous ont conduit à ignorer cette source d'incertitude.

La deuxième source d'incertitude, aussi appelée incertitude de processus, fait référence au caractère variable et aléatoire du recrutement quel que soit le niveau de stock. Cette incertitude est principalement causée par des facteurs densités-indépendants qui impactent la survie du stock au recrutement (Elliot, 2001). La troisième source d'incertitude est liée à l'estimation des paramètres de la relation de SR. L'incertitude d'estimation reflète notre incapacité à déterminer exactement la valeur des paramètres qui gouvernent les relations de SR. Elle résulte tout à la fois (i) de la nature aléatoire du processus de recrutement, (ii) de la quantité limitée d'observations de stocks et de recrutements à notre disposition et (iii) des erreurs de mesures associées à ces observations. Ces dernières sont une quatrième source d'incertitude aussi appelée incertitude d'observation ou de mesure. Dans notre cas elle correspond à l'incertitude d'estimation du stock et du recrutement, pour lesquels nous n'avons pas de mesure directe. Nous estimons ces quantités par le biais de modèles d'observation alimentés par des données d'observations indirectes tels que les captures et les IA de tacons 0+ (*cf.* chapitres II et III). L'approche de quantification du risque présentée par la suite assure la prise en compte des trois dernières sources d'incertitudes sur les quatre identifiées.

VI.B.3. Nouvelle LC adoptée par les membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons.

Après une première phase de concertation, les membres du COGEPOMI Bretagne ont décidé fin 2018 de valider le principe d'une nouvelle définition de la conservation fondée sur la maîtrise du risque de faible recrutement. La seconde phase de concertation a quant à elle permis de déterminer la LC en définissant précisément le faible recrutement et le niveau de risque associé que l'on souhaite contrôler. Pour aider les membres du COGEPOMI dans leur choix, trois options de LC ont été présentées pour illustrer l'approche. Elles correspondaient à des combinaisons différentes de faibles recrutements et de risques associés :

- 15% de risque de produire moins d'un quart de la capacité d'accueil
- 25% de risque de produire moins de la moitié de la capacité d'accueil
- 40% de risque de produire moins des trois quarts de la capacité d'accueil

Ces options combinent un risque d'autant plus important que la définition du faible recrutement est exigeante pour tenir compte de la plus grande difficulté à maîtriser le risque de faible recrutement quand celui-ci est défini à des niveaux plus élevés. En début d'été 2019, les membres du COGEPOMI ont finalement adopté une nouvelle définition de LC correspondant au niveau de stock permettant de limiter à 25% le risque de produire moins de la moitié de la capacité d'accueil. Cette définition est la même que celle adoptée au Canada (Chaput *et al.*, 2015).

VI.B.4. Détermination des LC

La méthodologie de détermination des LC présentée par la suite a été appliquée individuellement à chacune des rivières.

VI.B.4.a. Prédiction de recrutement

Grâce au modèle de SR, il est possible de prédire la distribution du recrutement pour un niveau de stock donné (figure VI.1). Cette distribution a été approchée par un échantillonnage de Monte-Carlo réalisé sous R (version 3.3.0, www.r-project.org). En partant d'un échantillon MCMC tiré dans la loi *a posteriori* jointe de $(\alpha_{Scorff}, k_{Scorff}, m_r, p, \lambda, \tau_r^R)$ tel qu'obtenu à l'issue de l'analyse SR présentée au chapitre IV, on tire une valeur de R en utilisant successivement les équations IV.7, IV.6, IV.4 puis IV.1. Pour un niveau de stock donné, la loi approchée par cette stratégie d'échantillonnage est la distribution *a posteriori* prédictive du recrutement conditionnée par toutes les données utilisées par l'analyse SR (*cf.* chapitre IV) et celles ayant

servi à l'estimation du stock (*cf.* chapitre II) et du recrutement (*cf.* chapitre III). Cette distribution *a posteriori* prédictive intègre (i) l'incertitude de processus découlant des équations IV.7, IV.6, IV.4 puis IV.1, (ii) l'incertitude d'estimation de la relation SR via l'utilisation de l'échantillon MCMC *a posteriori*, et (iii) l'incertitude d'observation du stock et du recrutement qui est-elle-même intégrée dans la précédente.

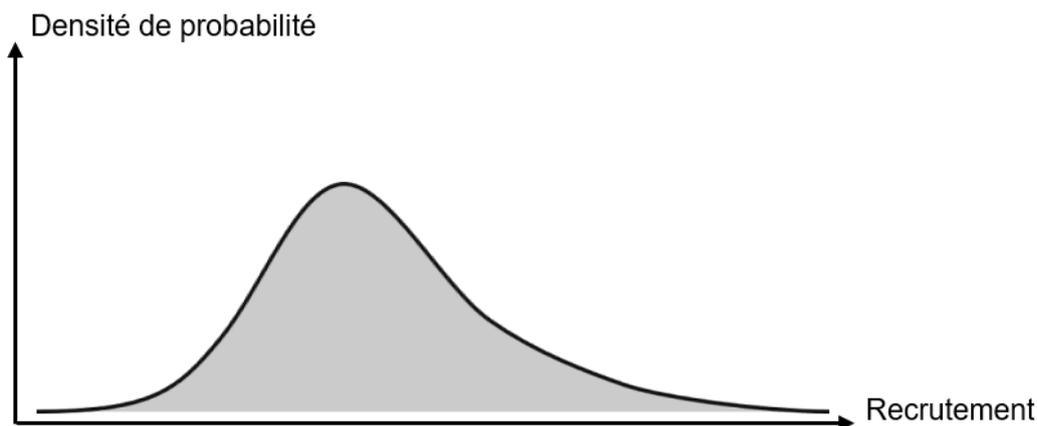


Figure VI.1. Distribution de probabilité d'une prédiction de recrutement effectuée pour un niveau de stock donné. Notez que la distribution présentée ne reproduit pas la distribution de mélange utilisée au chapitre IV.

Cette stratégie d'échantillonnage est appliquée pour produire des prédictions de recrutements pour une gamme de stocks qui permette de déterminer la LC (figure VI.2). La gamme choisie s'étale entre 10 œufs.100m⁻² et 4000 œufs.100m⁻². Entre 10 et 2000 œufs.100m⁻², les recrutements sont prédits toutes les 10 unités de stock et toutes les 200 unités de stock à partir de 2000 œufs.100m⁻². Au total, 210 prédictions de recrutements sont réalisées pour chaque rivière. Dans la gamme 10-2000 œufs.100m⁻², l'intervalle entre deux prédictions de recrutements est assez faible car c'est dans cette gamme que se situe la LC. Cela permet de déterminer la LC à 10 unités de stock près. 12000 valeurs de recrutements sont tirées pour chaque valeur de stock.

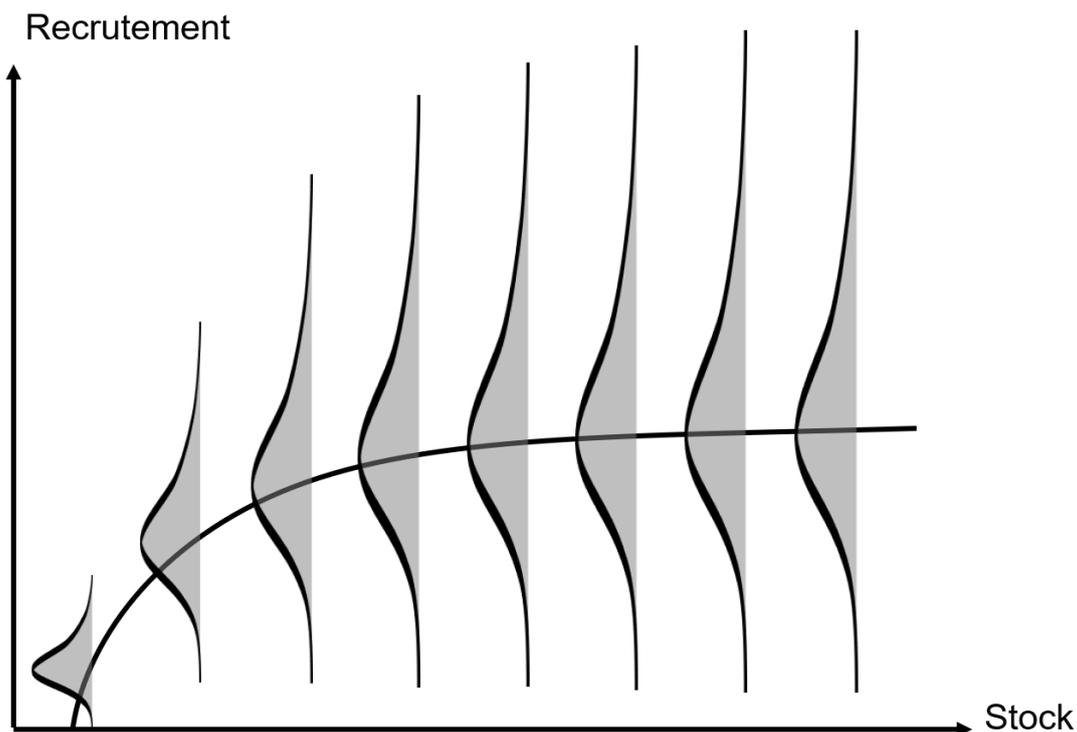


Figure VI.2. Relation SR prédite pour une gamme donnée de stocks.

VI.B.4.b. Calcul de la probabilité de faible recrutement et diagramme de risque associé

Les prédictions de recrutements sont comparées au seuil de faible recrutement, à savoir, la moitié de la capacité d'accueil. Dans le cas où le seuil serait connu sans erreur, l'intégrale de la distribution des prédictions pour les recrutements inférieurs à la moitié de la capacité d'accueil représente le risque de faible recrutement (figure VI.3). Pour tenir compte du caractère incertain du seuil de faible recrutement, découlant de l'incertitude d'estimation affectant k , le calcul de la probabilité de faible recrutement est approché par échantillonnage.

(i) Pour chaque niveau de stock de la gamme étudiée, chacun prédiction de recrutement (cf. section précédente) est comparée à la moitié de la valeur de la capacité d'accueil correspondante (*i.e.* ayant servi à obtenir la valeur de recrutement prédite). La fréquence des cas où le recrutement prédit est inférieur à la moitié de la valeur de la capacité d'accueil approxime la probabilité, *i.e.* le risque, de faible recrutement.

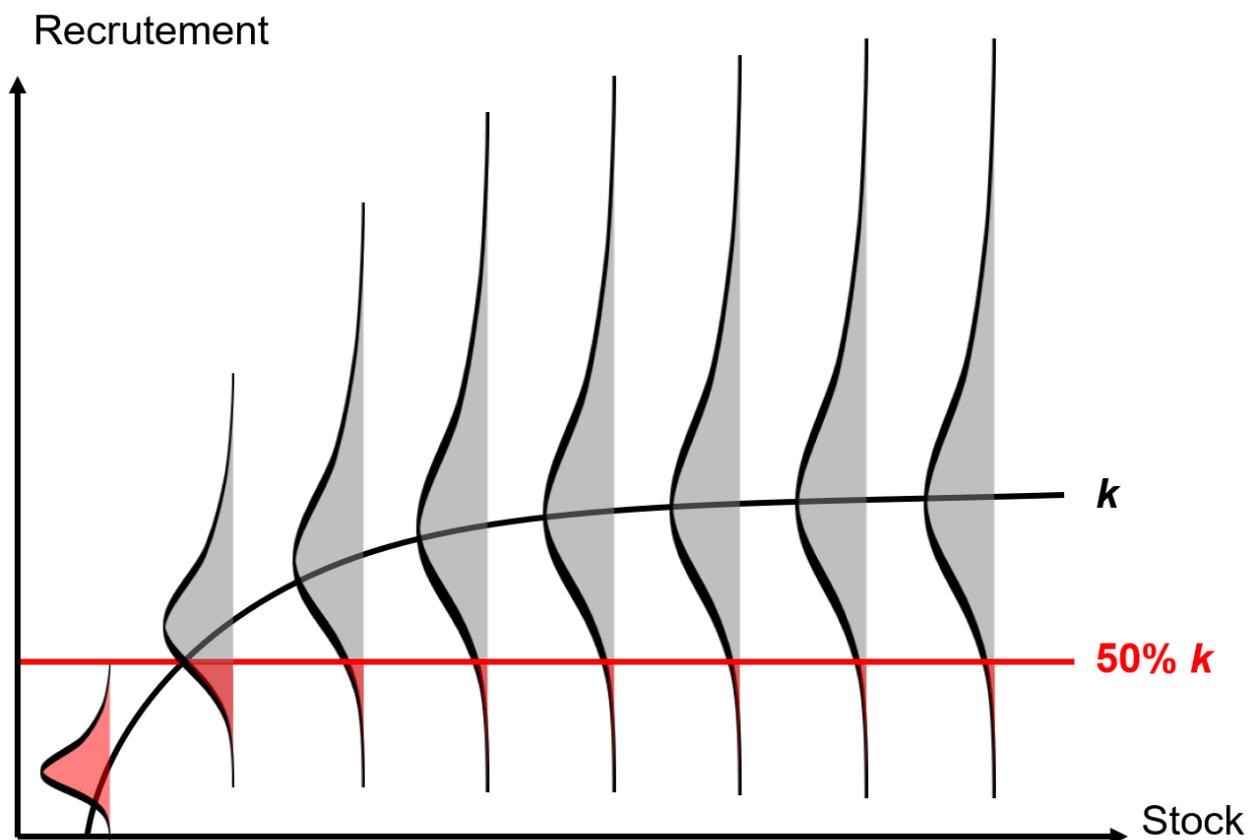


Figure VI.3. Comparaison des prédictions de recrutements et du seuil de faible recrutement ($50\% k$). Sur les distributions des prédictions de recrutements, l'aire située sous la droite du faible recrutement est figurée en rouge. Elle correspond au risque de faible recrutement, *i.e.* la probabilité que le recrutement soit inférieur à la moitié de la capacité d'accueil.

Le risque de faible recrutement de chaque niveau de stock de la gamme étudiée peut-être reporté sur un diagramme de risque (figure VI.4). Ce diagramme présente l'évolution du risque de faible recrutement en fonction du niveau de stock. Pour déterminer la LC à partir de ce diagramme, il suffit de reporter sur l'axe des abscisses l'intersection entre la courbe de risque (trait rouge plein) et la droite du niveau de risque acceptable, 25% dans notre cas (trait rouge pointillé).

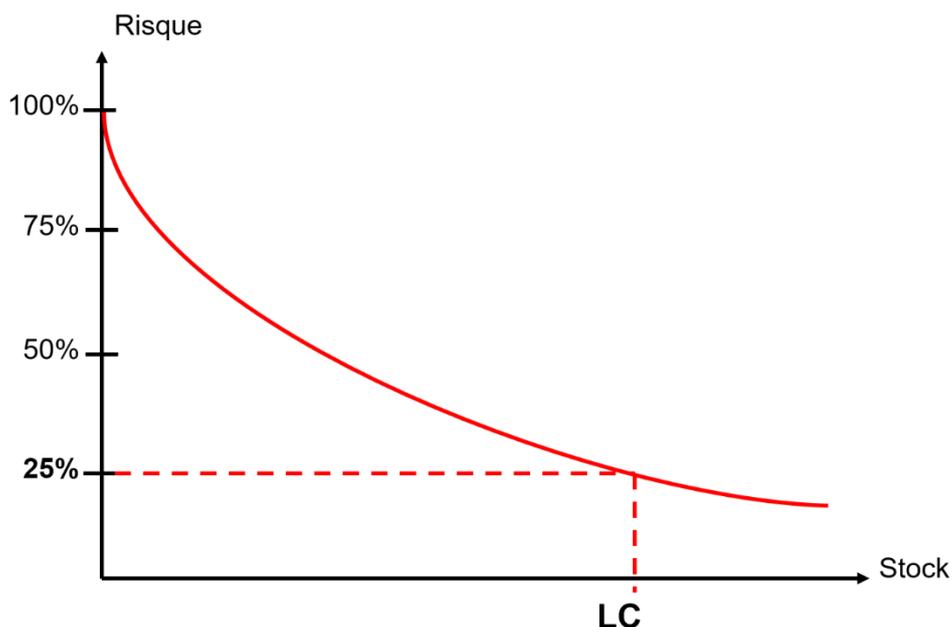


Figure VI.4. Diagramme de risque qui présente l'évolution du risque de faible recrutement en fonction du niveau de stock et permet de déterminer la LC (correspondant dans notre cas à un risque acceptable de 25%).

VI.C. Résultats

VI.C.1. Diagramme de risque

Le diagramme de risque de faible recrutement obtenu pour le Blavet est présenté figure VI.5. Il permet de fixer la LC à 300 œufs.100m⁻². Lorsque le niveau de stock est proche de 0, le risque de faible recrutement est très élevé et avoisine les 100%. A mesure que le niveau de stock augmente, le risque de faible recrutement diminue jusqu'à approcher la valeur asymptotique de 2% lorsque le niveau de stock tend vers l'infini (annexe A.1). En conservant un niveau de stock très élevé sur le Blavet, la fréquence moyenne de faibles recrutements sera donc *ad minima* de 1 tous les 50 ans. Le risque asymptotique est consubstantiel à l'utilisation d'un modèle SR de type Beverton-Holt où le recrutement moyen tend vers une valeur asymptotique quand le stock s'accroît. Il s'observe donc pour toutes les rivières bretonnes mais varie selon les cas : le plus élevé est celui du Queffleuth (11%) et le plus faible est celui de l'Ellé (1.8%). Ces différences de risque s'expliquent par les variations de l'incertitude des prédictions de recrutements. Sur le Queffleuth, ces dernières sont très incertaines, car le processus de recrutement est très variable (*cf.* figure IV.3) et l'estimation de la relation SR est très peu précise car les données SR sont peu nombreuses et très bruitées

(cf. tableau IV.1).

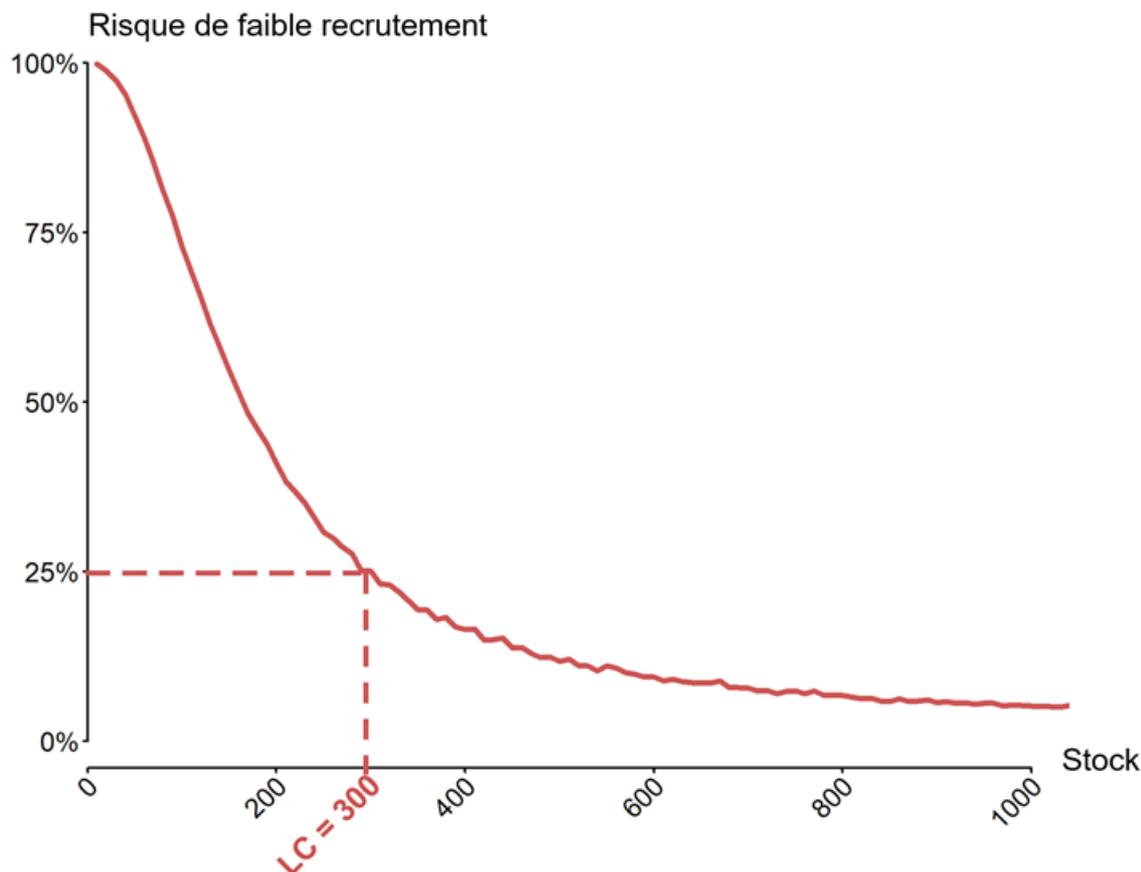


Figure VI.5. Diagramme de risque de faible recrutement en fonction du niveau de stock sur le Blavet (courbe rouge en trait plein). Ce diagramme permet de déterminer la LC du Blavet pour un risque acceptable de 25% (droite horizontale en trait pointillé rouge).

VI.C.2. Comparaison inter-rivière des anciennes et des nouvelles LC

Les nouvelles LC des rivières bretonnes ont été comparées aux anciennes (figure VI.6). La nouvelle LC est en moyenne de 323 œufs.100m⁻² ce qui est légèrement plus important que l'ancienne LC (307 œufs.100m⁻²). Les anciennes LC sont beaucoup plus variables que les nouvelles. Il existe une différence d'un facteur 7 entre la plus petite valeur prise par l'ancienne LC (Aulne : 75 œufs.100m⁻²) et la plus grande (Penzé : 550 œufs.100m⁻²), contre un facteur 1.5 seulement pour les nouvelles LC (la plus petite : 290 œufs.100m⁻² pour l'Ellé ; la plus élevée : 430 œufs. 100m⁻² pour le Queffleuth). L'écart moyen entre nouvelles et anciennes LC est de 100 œufs.100m⁻² en valeur absolue. Le changement le plus important est observé sur l'Aulne où la LC a été augmentée d'un facteur 4, passant de 75 à 320 œufs.100m⁻², soit un écart de 245 œufs.100m⁻². La Penzé présente elle aussi un écart

très important (240 œufs.100m⁻²) mais contrairement à l'Aulne, sur cette rivière la valeur de la LC a diminué par rapport à la définition précédente. La LC passe de 550 à 310 œufs.100m⁻².

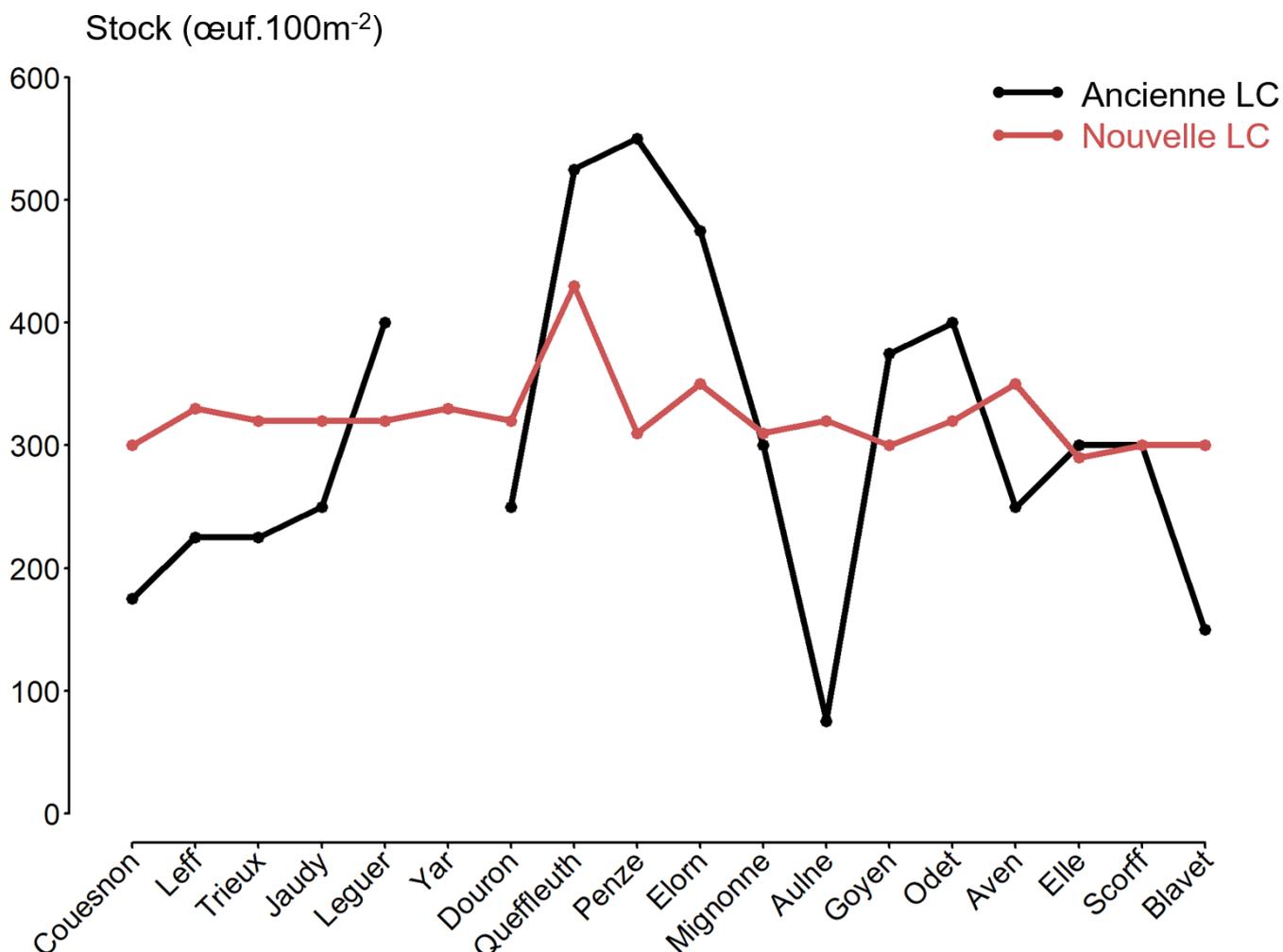


Figure VI.6. Comparaison des anciennes (trait plein noir) et des nouvelles (trait plein rouge) LC pour les 18 rivières bretonnes étudiées. L'ancienne LC du Yar n'est pas figurée car cette rivière ne disposait pas de LC entre 2016 et 2018.

VI.C.3. Evaluation rétrospective du respect des nouvelles LC

A partir des nouvelles LC et des séries chronologiques de stocks, on est en mesure d'évaluer de façon rétrospective le respect des limites de conservation pour nos 18 rivières bretonnes sur la période 1987-2017. Etant incertain sur le niveau de stock présent chaque année dans les rivières (sauf pour le Scorff et pour l'Elorn certaines années ; cf. chapitre II), nous ne sommes pas en mesure de déterminer de façon catégorique si la LC a été dépassée. Mais il est possible déterminer la probabilité associée (annexe A.II). Sur le Blavet (figure VI.7), la

probabilité annuelle de tomber en dessous de la LC est en moyenne de 7%. Elle n'a été supérieure à 5% que sur la période 1997-2001 et l'année 2009 soit 6 années sur 31. Elle n'a jamais dépassé 50% (maximum de 42% en 1998).

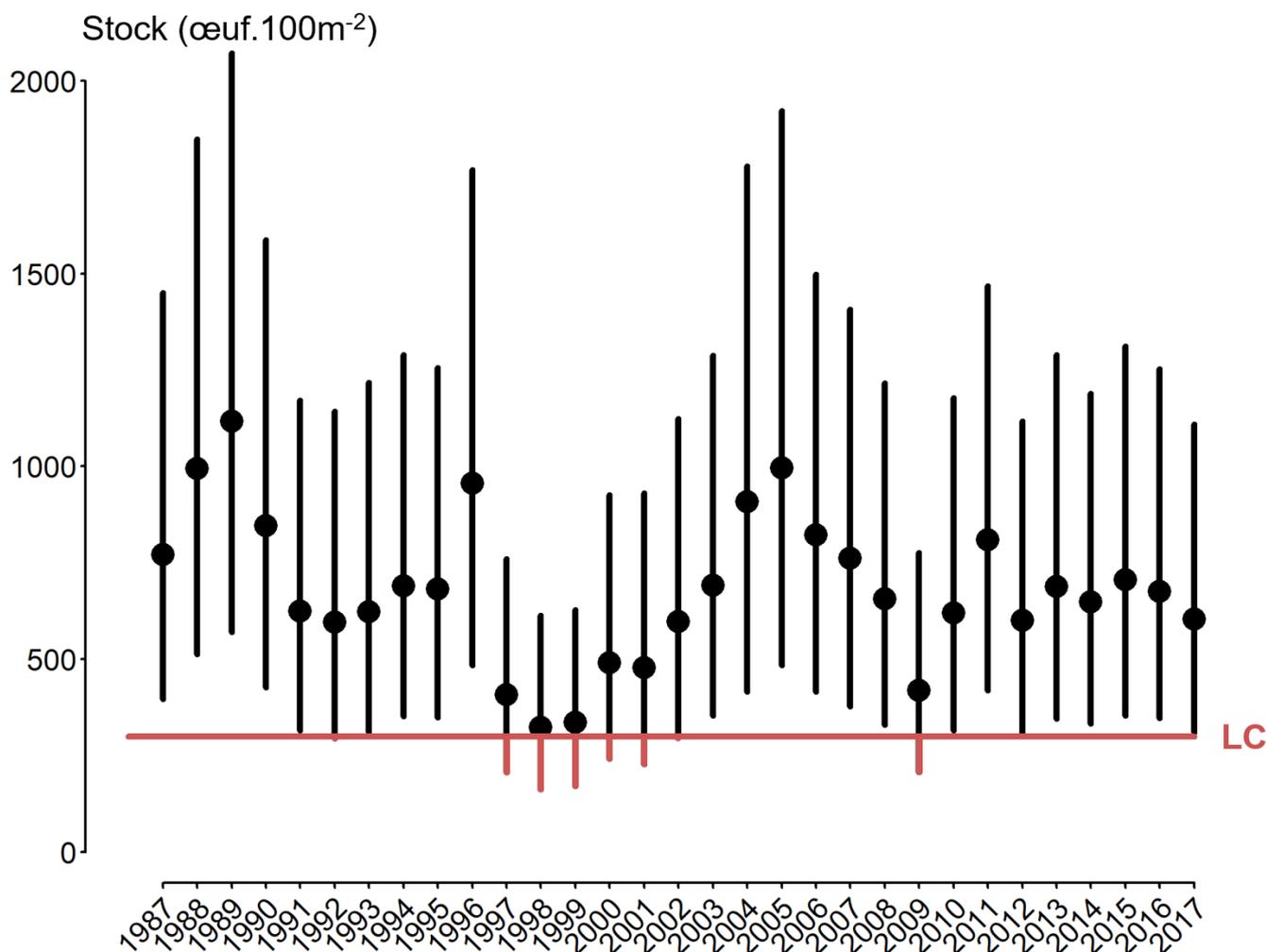


Figure VI.7. Evaluation rétrospective du respect de la LC (ligne horizontale rouge) sur le Blavet. Les points noirs et les lignes verticales représentent respectivement la médiane et l'intervalle à 90% de probabilité des estimations de stocks. La partie de l'intervalle à 90% inférieure à la LC a été figurée par un trait rouge et met en évidence les années où le risque d'être tombé en dessous de la LC a été supérieur à 5%.

VI.D. Discussion

La nouvelle définition de LC a permis de tenir compte d'un ensemble de recommandations émises par l'OCSAN qui n'étaient pas prises en compte dans l'ancienne définition. Tout d'abord, elle redonne la priorité à la conservation en se basant sur une définition simple et claire de celle-ci : éviter les faibles recrutements. La nouvelle LC est le niveau de stock qui permet de limiter le risque de faible recrutement ; risque qui a été calculé en tenant compte des trois principales sources d'incertitudes impactant la relation SR : les erreurs d'observation, d'estimation et de processus. Ainsi, la nouvelle définition intègre de façon assez complète l'incertitude comme le préconise l'approche de précaution adoptée par l'OCSAN (NASCO, 1998). Les nouvelles LC des 18 populations bretonnes étant obtenues à partir de données propres à chaque rivière, elles permettent de tenir compte explicitement des dynamiques locales comme le préconise l'OCSAN (NASCO, 2009).

Néanmoins, certaines recommandations de l'OCSAN ne sont pas directement intégrées dans la nouvelle définition des LC. C'est le cas en particulier du maintien de la diversité génétique qui favorise le potentiel adaptatif des populations face aux changements globaux en cours et à venir (Garcia de Leaniz *et al.*, 2007). La nouvelle LC se base sur une vision purement démographique des populations sans considération génétique. Néanmoins implicitement, l'utilisation de ces LC vise à maintenir les populations à des niveaux assez élevés favorisant la diversité. Aujourd'hui, une des principales menaces qui pèsent sur les populations de saumon atlantique est l'introgression dans le génome sauvage de gènes issus des saumons d'élevages échappés dans le milieu naturel. Cette introgression pourrait diminuer le potentiel adaptatif des populations, les rendant plus vulnérables aux modifications de leur environnement (Karlsson *et al.*, 2016). La France semble objectivement moins vulnérable vis-à-vis de ce phénomène que des pays comme la Norvège (Glover *et al.*, 2013 ; Forseth *et al.*, 2017) et l'Ecosse (Coulson, 2013), où l'aquaculture du saumon atlantique est très développée. En Norvège, l'introgression est considérée comme la menace la plus importante pour la conservation des populations sauvages de l'espèce (Forseth *et al.*, 2017). La flexibilité du cadre méthodologie proposé pour les nouvelles LC permettrait d'intégrer une composante génétique en définissant par exemple le faible recrutement relativement à un seuil induisant un risque génétique élevé, que ce soit pour des questions d'introgression liée à l'élevage, de consanguinité ou de dérive génétique.

Il est impossible de définir de façon incontestable le niveau de stock en dessous duquel la conservation est menacée, *i.e.* en dessous duquel les populations subiraient des dommages graves et irréversibles (Chaput, 2015). La définition d'un dommage grave et irréversible dépend de la perception de chacun. Dans un contexte local particulier, il sera sans doute plus

aisé de faire émerger un consensus entre acteurs autour d'une vision partagée. Le nouveau cadre méthodologique proposé pour définir les LC offre une définition conceptuelle unique qui peut être ajustée à différentes perceptions locales de la conservation, selon les choix faits en matière de seuil de faible recrutement et du risque acceptable qu'on lui associe. L'émergence d'un consensus peut être facilitée en focalisant le dialogue entre acteurs, éventuellement animé par les scientifiques, sur ces deux critères. Une perception minimaliste de la conservation pourrait par exemple placer le seuil de faible recrutement à 10% de la capacité d'accueil et limiter le risque à 50%. A l'inverse, une perception plus précautionneuse pourrait retenir 75% de la capacité d'accueil et un risque à 10%.

Une telle approche a été utilisée pour définir de nouvelles LC pour les populations de saumon bretonnes, qui reflètent une perception partagée de la conservation au sein de la communauté d'acteurs représentés au COGEPOMI des cours d'eau bretons. Cette démarche participative, qui associe les acteurs de la gestion au processus d'élaboration des LC, favorise une meilleure compréhension et un plus grand respect des mesures qui en découleront (Deroba & Bence, 2008). Néanmoins, cela se fait au prix d'un nouvel effort d'appropriation par les acteurs des principes et méthodes permettant d'obtenir les nouvelles LC, bousculant les repères et habitudes liés à l'ancienne définition des LC qui a été appliquée pendant plus de 2 décennies (1996-2019).

Dans la littérature, on trouve une multitude d'options possibles pour définir une LC (Potter, 2001 ; Chaput, 2015). Ces options peuvent être évaluées les unes par rapport aux autres selon leurs propriétés. Mace (1994) soutient que les LC devraient augmenter, ou à défaut ne pas diminuer, lorsque le degré de résilience d'une population diminue. Cela assure d'être plus, ou au moins aussi précautionneux avec les populations les plus à risques en matière de conservation. Le degré de résilience retenu par Mace (1994) est le taux de recrutement (recrutement divisé par le stock) lorsque le niveau de stock est faible. Dans notre cas, le degré de résilience des populations est donné par le coefficient de proportionnalité m_r (équation IV.5) qui régit les variations inter-rivières du taux de recrutement pour n'importe quel niveau de stock, et notamment pour des niveaux très faibles. L'évolution des valeurs prises par les nouvelles LC en fonction de m_r (figure VI.8) ne montre aucune covariation et une relative constance, à l'exception du Queffleuth qui a tout à la fois la LC et la valeur de m_r les plus élevées. Par contraste, les anciennes LC, fondées sur la recherche du rendement maximum durable, diminuent très nettement quand le degré de résilience diminue, ce qui va à l'encontre de la propriété recherchée par Mace (1994). L'autre propriété intéressante des nouvelles LC est de diminuer à mesure que notre connaissance de la relation SR s'améliore. L'apport de nouvelles données, ou de toute autre information précisant notre appréhension du processus

de recrutement, permettront de réduire l'impact des différentes sources d'incertitudes sur les prédictions de recrutements. Ainsi, pour une rivière et un niveau de stock donné, les prédictions seront plus précises et le risque de faible recrutement diminuera. Il en découlera un abaissement de la courbe de risque conduisant lui-même à une valeur de LC plus faible. Cette propriété a des conséquences pratiques pour les acteurs de la gestion. En participant à l'amélioration des connaissances, la valeur de la LC diminuera ce qui aura pour ultime conséquence de laisser plus de place à l'exploitation.

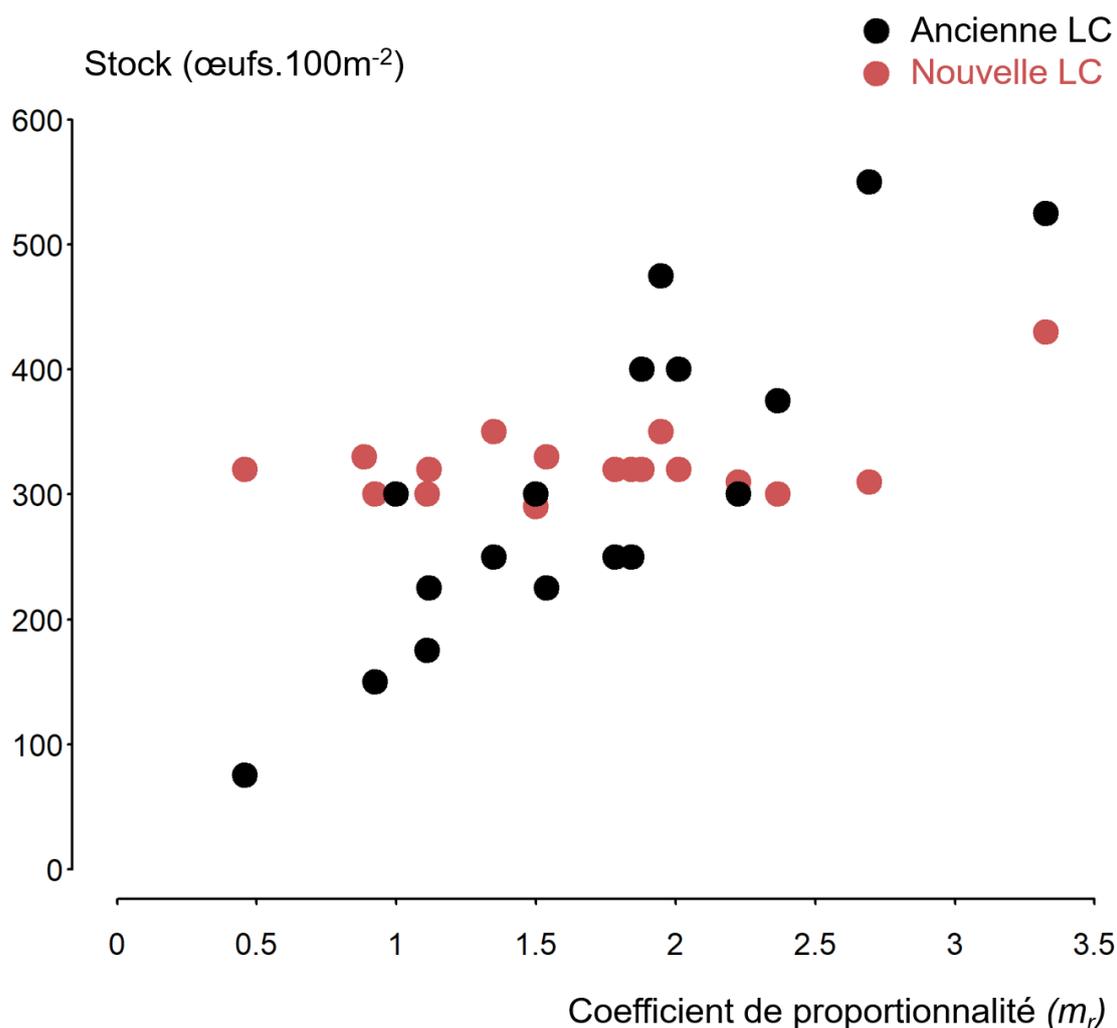


Figure VI.8. Evolution des LC (anciennes en noir et nouvelles en rouge) en fonction du degré de résilience des populations, *i.e.* le coefficient de proportionnalité m_r (*cf.* équation IV.5) des relations SR.

La définition formelle des nouvelles LC autorise l'usage d'une diversité importante de relations SR. Dans notre cas d'étude, la relation SR utilisée se focalise sur la première année en eau douce du cycle de vie de l'espèce. La détermination des anciennes LC nécessitait la

construction d'une courbe des captures potentielles dans une situation d'équilibre qui est obligatoirement déduite d'une relation de SR couvrant l'intégralité du cycle de vie de l'espèce. Il est alors nécessaire de prendre en compte la phase marine du cycle de vie (mortalité naturelle, mortalité par pêche etc), phase pour laquelle peu d'information est disponible à l'échelle des populations et qui nécessite donc de faire des hypothèses. Ces dernières sont très difficiles à vérifier et peuvent biaiser les LC (Chaput, 2015). L'utilisation d'une relation SR en eau douce permet à la nouvelle LC de s'affranchir de l'incertitude associée aux processus qui conditionne la dynamique des populations en mer. Au plan international, la Norvège (Forseth *et al.*, 2013 ; NASCO, 2019e), la Finlande (NASCO, 2019b), les Etats-Unis (NASCO, 2019j) et le Canada (Chaput, 2015 ; NASCO, 2019a) utilise également des relations restreintes à la phase eau douce du cycle biologique du saumon. Seul ce dernier cependant reprend l'idée d'une LC fondé sur la maîtrise du risque de faible recrutement, selon une approche qui n'intègre pas l'incertitude de façon aussi complète que dans cette thèse. Le Royaume-Uni (NASCO, 2019g ; NASCO, 2019h ; NASCO, 2019i), l'Irlande (White *et al.*, 2016 ; NASCO, 2019d) et la Russie (NASCO, 2019f) quant à eux suivent toujours la recommandation émise par l'OCSAN d'une LC fondée sur le rendement maximum durable, qui requiert l'utilisation d'une relation de SR couvrant l'intégralité du cycle de vie de l'espèce.

La construction de l'ensemble des modèles présentés dans cette thèse suivent l'approche par étape décrite par Brun *et al.* (2011) et présentée en introduction. Bien que cette approche ait de multiples avantages, elle ne permet pas de tenir compte de l'incertitude associée au choix du modèle, au choix de la relation de SR en l'occurrence, dans le calcul du risque de faible recrutement. Le choix de la forme de la courbe de SR peut avoir une incidence sur la valeur de la LC. Bien que la fonction de Beverton-Holt soit considérée comme la plus probable pour décrire la courbe de SR des populations de saumon atlantique (Michielsens & McAllister, 2004 ; Pulkkinen *et al.*, 2013), on ne peut pas totalement exclure que d'autres fonctions, comme celle de Ricker, soient également pertinentes. Cette incertitude sur la formulation de la courbe de SR dont on ne tient pas compte peut influencer sur les valeurs des LC. Bien qu'elle soit coûteuse à mettre en œuvre, une approche d'inférences multi-modèles permettrait de tenir compte de cette dernière source d'incertitude dans le calcul de risque de faible recrutement.

Enfin, pour la première fois, nous proposons dans ce chapitre une évaluation rétrospective du respect des limites de conservation des populations bretonnes. Cela ne pouvait être réalisé par le passé faute d'estimations rétrospectives du stock. L'ambiguïté entre conservation et exploitation entretenue par l'ancienne LC focalisait aussi le débat sur les TAC associés aux LC, considérant implicitement, que si ces derniers étaient respectés alors les LC l'étaient aussi.

Chapitre VII : Évaluation de scénarios alternatifs pour réguler les pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique

VII.A. Introduction

Les poissons qui passent au moins une partie de leur cycle de vie en eau douce sont parmi les espèces de vertébrés dont la conservation est la plus menacée (Freyhof & Brooks, 2011 ; Acolas & Lambert, 2016). Ce constat s'explique par la multitude de facteurs anthropiques et environnementaux susceptibles de les impacter négativement (cf. introduction générale). Les pêcheries continentales qui ciblent ces espèces sont principalement récréatives ou artisanales (Welcomme, 2011) et leurs caractéristiques sont souvent différentes de leurs pendantes océaniques. Les objectifs des acteurs impliqués sont souvent plus divers et complexes (Lorenzen *et al.*, 2016) et les pêcheries sont rarement régulées à l'aide de méthodes quantitatives permettant d'ajuster l'exploitation en fonction de l'état de la ressource (Cooke *et al.*, 2014 ; Lorenzen *et al.*, 2016).

Les espèces diadromes comme le saumon atlantique sont soumises à la fois à des pêcheries océaniques et continentales. Devant la nécessité d'une cohérence de la régulation de l'exploitation dans ces deux domaines, l'OCSAN a décidé en concertation avec le CIEM (ICES, 2020b) de préconiser un cadre commun qui s'apparente à une RCE à échappement fixe. Il donne la priorité à la conservation en limitant les captures de tel sorte que chaque année, l'échappement reproducteur soit au moins égal à S_{OPT} (cf. introduction générale). Contrairement à la plupart des pêcheries continentales, les pêcheries récréatives de saumon atlantique bénéficient donc d'un cadre méthodologique quantitatif permettant en théorie d'ajuster les mesures de régulation en fonction de l'état de la ressource. En Bretagne, bien que la volonté initiale du COGEPOMI ait été de suivre cette préconisation (Prévost & Porcher, 1996), sa mise en œuvre pratique se matérialise par une RCE à capture fixe, avec des TAC qui, même s'ils sont mis à jour périodiquement, ne tiennent pas compte de la quantité de retours d'adultes soumis à l'exploitation.

Dans l'optique d'une révision du système de régulation actuel, les membres du COGEPOMI ont souhaité évaluer et comparer les performances de différents scénarios de régulation alternatifs. Cette évaluation comparative constitue le but ultime de ce travail de thèse. Les scénarios étudiés se répartissent équitablement selon les 3 archétypes principaux : RCE à capture fixe, à taux d'exploitation fixe et à échappement fixe. A chaque scénario correspond une combinaison d'un niveau d'exploitation des castillons et des saumons de printemps. Ces deux classes d'âge de mer sont l'objet d'un prélèvement sélectif par les pêcheurs, révélateur

d'une préférence potentielle pour les saumons de printemps, et contribuent différemment au renouvellement des générations (*i.e.* proportion de femelle et fécondité plus réduite des castillons). Les effets de ces scénarios ont été simulés sur 5 rivières représentatives de la diversité des rivières bretonnes et sur l'horizon de projection 2018-2035. Le modèle de simulation a été divisé en 3 composantes (i) la dynamique de population, (ii) les scénarios de régulation et (iii) la dynamique d'exploitation. Afin d'intégrer les principales sources d'incertitudes relatives à nos connaissances de la dynamique des populations et de leur exploitation, 12000 trajectoires ont été projetées pour chaque scénario et chaque rivière. L'évaluation a été structurée dans le cadre méthodologique de l'évaluation multicritères (EMC ; Triantaphyllou, 2000). Les performances des scénarios ont été évaluées sous le prisme de la conservation et de l'exploitation. Une approche par arbre de décision a été utilisée. Avec ce type de méthode, l'évaluation est produite à partir de règles de décision linguistiques de type « si... alors ... » qui sont aisément compréhensibles par l'ensemble des acteurs (Cinelli *et al.*, 2014). Elle permet aussi de retranscrire la directive de l'OCSAN qui subordonne l'exploitation au respect de la conservation. A partir d'un large ensemble de scénarios possibles, un sous-ensemble regroupant les plus performants est identifié. La maximisation absolue des performances n'a pas été recherchée pour laisser la place à un dialogue avec et entre les acteurs de la gestion en vue de la décision qu'il leur reviendra de prendre. Le but est de proposer un sous ensemble final de taille suffisamment restreinte pour faciliter la décision des acteurs, tout en leur permettant d'ajuster leur choix en fonction de possibles contraintes ou critères qui n'ont pas forcément été introduits dans l'évaluation. La robustesse de ce sous ensemble vis-à-vis de différentes situations d'intensification d'exploitation et d'erreur d'implémentation a été testée.

VII.B. Matériels et Méthodes

VII.B.1. Evaluation multicritères (EMC) de la régulation des pêcheries récréatives bretonnes

VII.B.1.a. Contexte général de l'EMC

L'EMC de la régulation des pêcheries récréatives de saumon atlantique a pour objet de comparer la performance de différents systèmes de régulation alternatifs. Sa finalité est prescriptive, c'est-à-dire qu'elle sera utilisée pour émettre des recommandations quant au(x) système(s) de régulation susceptible(s) d'offrir les meilleures performances. L'évaluation s'intègre dans une démarche de co-construction entre les experts « scientifiques » et les membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons, et ceci dans tous les aspects de l'évaluation, à savoir, (i) la définition des scénarios de régulation, (ii) les critères d'évaluation

de ces scénarios relatifs aux objectifs de régulation, (iii) leur hiérarchie, (iv) les indicateurs de performance associés, (v) les valeurs de référence qui permettent d'évaluer si les critères sont satisfaits et enfin (vi) la méthode d'EMC utilisée. Les membres du COGEPOMI sont à la fois les commanditaires et les destinataires de l'EMC. Leur participation à la construction de l'évaluation vise à s'assurer que l'évaluation reflète effectivement leurs attentes.

VII.B.1.b. Définition des scénarios de régulation

Règles de contrôle de l'exploitation (RCE)

Les RCE déterminent la façon dont le taux d'exploitation évolue en fonction de la taille du stock (Hilborn & Walters, 1992). Trois RCE sont communément décrites dans la littérature halieutique (Hilborn & Walters, 1992 ; Deroba & Bence, 2008 ; Punt, 2010) : la RCE à capture fixe, à taux d'exploitation fixe et à échappement (*i.e.* nombre d'individus ou biomasse survivant à la pêche) fixe. Ces trois RCE visent à maintenir la capture, le taux d'exploitation ou l'échappement à la même valeur chaque année quelle que soit la taille du stock. Par la suite, on utilisera le terme de prélèvement à la place de celui de capture pour éviter toute confusion avec les captures relâchées qui est une pratique très répandue chez les pêcheurs récréatifs.

Pour faciliter la description des RCE, l'évolution du taux d'exploitation peut être représentée en fonction de la taille du stock avant exploitation, qui correspond dans le cas du saumon atlantique soumis à la pêche à la ligne en eau douce à la quantité de retours d'adultes dans les rivières (*cf.* figure I.1). Dans le cadre d'une RCE à prélèvement fixe, le taux d'exploitation est de 100% jusqu'à une quantité de retours égale au prélèvement fixé, puis il décroît asymptotiquement vers 0 à mesure que les retours augmentent. Pour la RCE à taux d'exploitation fixe, ce dernier est constant quelle que soit la quantité de retours. Enfin, pour la RCE à échappement fixe, tant que les retours sont inférieurs à l'échappement souhaité, l'exploitation n'est pas autorisée et le taux d'exploitation est nul. A partir de l'échappement souhaité, le taux d'exploitation augmente et tend vers la valeur asymptotique de 100%.

RCE dans le contexte des pêcheries récréatives de saumon atlantique

Dans le cadre d'une RCE donnée, les gestionnaires de pêche vont mettre en œuvre un ensemble de mesures de régulation pour limiter le taux d'exploitation à la valeur souhaitée en fonction de la taille du stock. Dans le contexte d'une pêche commerciale standard, viser au plus près du taux d'exploitation souhaité apparaît naturel car les gestionnaires ne souhaitent pas qu'il soit dépassé pour éviter une surexploitation et les pêcheurs ont tout intérêt, au moins à court terme, à appliquer le taux d'exploitation le plus important possible pour éviter un manque à gagner. En outre, en raison de leur importante puissance de pêche, les pêcheries commerciales auront généralement la capacité d'atteindre relativement facilement le taux d'exploitation fixé par les gestionnaires. Pour les pêcheries récréatives de saumon atlantique, l'objectif premier de la gestion, fixé au plan international par l'OCSAN, est la conservation. Dans ce contexte, une RCE donne le taux d'exploitation limite en dessous duquel les gestionnaires visent à maintenir la pêche. En outre, les pêcheurs, qui ont chacun individuellement un faible potentiel de capture, n'ont pas nécessairement la capacité et la nécessité d'atteindre cette limite. C'est en particulier le cas actuellement en Bretagne. Le système de régulation actuel correspond à une RCE à prélèvement fixe pour chaque classe d'âge de retours. Pour limiter les taux d'exploitation, des TAC sont appliqués rivière par rivière. Ces TAC sont rarement atteints pour les saumons de printemps et ne l'ont jamais été pour les castillons. Ce résultat est la conséquence combinée (i) du nombre limité de pêcheurs actifs, (ii) de l'absence de motivation économique poussant à la maximisation des captures et (iii) de la faible puissance de pêche individuelle des pêcheurs récréatifs. En effet, ils ne sont autorisés à utiliser qu'une ligne, munie d'un seul leurre ou appât, afin de tenter de prélever des saumons adultes qui lors de leurs remontées ne s'alimentent plus et ne sont donc que peu réceptifs aux leurres / appâts des pêcheurs.

De la RCE aux scénarios de régulation

Pour une RCE donnée, beaucoup de scénarios de régulation peuvent être envisagés. La définition d'un scénario va dépendre de la valeur en dessous ou au-dessus de laquelle on souhaite contraindre le prélèvement, le taux d'exploitation ou l'échappement. Cette valeur a été qualifiée de limite de régulation car elle définit une valeur à ne pas dépasser. Ces limites seront définies par classe d'âge de retours pour maintenir la possibilité d'une exploitation différenciée entre castillons et saumons de printemps. En pratique les scénarios de régulation sont mis en œuvre à l'aide de mesures concrètes de régulation (de type réglementaire par exemple). Compte tenu de la multitude de mesures possibles pour un même scénario, le choix a été fait ici de ne pas intégrer explicitement de mesures de régulation lors de l'implémentation des scénarios.

VII.B.1.c. Définition des objectifs de la régulation

Les objectifs de la régulation établis pour cette évaluation se sont basés sur les « Directives OCSAN pour la gestion des pêcheries de saumon » (NASCO, 2009). Elles mentionnent explicitement la nécessité d'une régulation des pêcheries pour assurer la conservation des populations. Suivant les recommandations du CIEM, l'OCSAN préconise également de maintenir l'échappement reproducteur au niveau permettant de maximiser les prélèvements sur le long terme. Ce faisant, l'OCSAN considère implicitement que l'exploitation doit être maximisée. En complément, un dernier objectif communément poursuivi par les gestionnaires de pêche a été retenu : la stabilité des prélèvements (Punt *et al.*, 2014). Dans un souci de simplicité favorisant la lisibilité des résultats, le choix a été fait d'en rester à une évaluation de la régulation des pêcheries de saumon atlantique en Bretagne au regard de ces trois seuls objectifs (aussi appelés critères dans le domaine de l'EMC) : la conservation, la maximisation des prélèvements et la stabilité de ces derniers. Ils ont été soumis aux membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons et ont été reçus plutôt positivement, même si à ce jour ces acteurs de la gestion n'ont pas explicitement défini leurs objectifs (DREAL, 2017).

VII.B.1.d. Hiérarchie des objectifs

Parmi ses directives (NASCO, 2009), l'OCSAN recommande d'interdire « de pêcher des poissons issus de stocks qui se trouvent en deçà de leur LC ». Le respect de la conservation est donc une condition préalable à l'exploitation. En préconisant une RCE à échappement fixe, connue pour produire des prélèvements plus variables que les autres RCE (Hilborn & Walters, 1992 ; Deroba & Bence, 2008), l'OCSAN privilégie implicitement l'objectif de maximisation de l'exploitation à celui de la stabilité des prélèvements. Enfin, pour tenir compte de la préférence des pêcheurs récréatifs en général, et bretons en particulier, pour les saumons de printemps par rapport aux castillons (*cf.* discussion du chapitre II), (i) ces deux classes d'âge ont été considérées séparément et (ii) la maximisation des prélèvements des saumons de printemps a été considérée comme prioritaire relativement à celles des castillons. La même hiérarchie entre saumons de printemps et castillons a été appliquée pour l'objectif de stabilité des prélèvements. L'EMC proposée ici prend en compte cette hiérarchisation des objectifs.

VII.B.1.e. Indicateurs de performance et valeurs de référence

Les indicateurs de performance relatifs aux différents objectifs ont été établis selon les recommandations émises par Annandale & Lantzke (2000). Selon ces auteurs, ils doivent être : (i) opérationnels, *i.e.* facilement compréhensibles et reflétant au mieux ce que les membres du COGEPOMI entendent par conserver les populations, maximiser l'exploitation et

assurer la stabilité des prélèvements ; (ii) décomposables, *i.e.* analysables indépendamment les uns des autres et (iii) non redondants, *i.e.* sans recouvrement pouvant donner lieu à des « doubles comptes ». Comme le préconise Punt *et al.* (2014), seul un petit nombre d'indicateurs de performance ont été définis pour faciliter l'évaluation: 1 relatif à l'objectif de conservation et 2 pour chaque objectif d'exploitation, soit 5 au total. L'indicateur de performance relatif à la conservation repose sur la définition de la conservation actée par le COGEPOMI *i.e.* limiter le risque de faible recrutement. L'indicateur de performance utilisé est donc la probabilité d'occurrence d'un recrutement inférieur à la moitié de la capacité d'accueil. Pour les objectifs de maximisation et de stabilité des prélèvements, deux indicateurs de performance ont été retenus : la moyenne et le CV du nombre annuel d'individus prélevés. Ils ont été déclinés pour chacune des deux classes d'âge de mer. Ce sont des indicateurs dits d'effets prédictifs, car ils sont issus d'un modèle de simulation qui permet de prédire l'effet d'un scénario de régulation sur la valeur prise par l'indicateur (Bockstaller *et al.*, 2013). Les indicateurs ont été comparés à deux types de valeurs de référence pour évaluer la satisfaction de leurs objectifs respectifs. Une valeur de référence absolue a été retenue pour la conservation, fixée à 25% de risque de faible recrutement, conformément à la décision du COGEPOMI présentée au chapitre précédent. Pour les autres indicateurs, des valeurs de référence relatives ont été utilisées, correspondant à la médiane des valeurs prédites selon les scénarios de régulation évalués.

VII.B.1.f. Méthode de l'arbre de décision

Parmi la pléthore de méthodes d'EMC disponibles (Triantaphyllou, 2000 ; Roy & Słowiński, 2013 ; Cinelli *et al.*, 2014), celle de l'arbre de décision a été choisie pour évaluer les performances des scénarios de régulation (figure VII.1). Elle a l'avantage de fournir des règles de décision conditionnelles (*i.e.* « si... alors ... ») simples et compréhensibles par tous (Cinelli *et al.*, 2014). Ces dernières explicitent le lien existant entre un indicateur de performance et la satisfaction de l'objectif de conservation ou d'exploitation associé. Les règles de décision sont mobilisées selon un processus séquentiel (figure VII.1). A chaque étape, le même type de lien de conditionnement a été utilisé dans un souci de simplicité et de cohérence. Les scénarios sont ainsi successivement évalués à l'aide d'un indicateur de performance et de sa valeur de référence afin de sélectionner ceux qui satisfont l'objectif correspondant. Seuls ces derniers passent alors à l'étape suivante de l'évaluation. Ce processus séquentiel permet d'établir un sous-ensemble de scénarios les plus performants car ayant passé avec succès les 5 étapes du processus d'évaluation et donc ayant satisfait les objectifs définis au préalable.

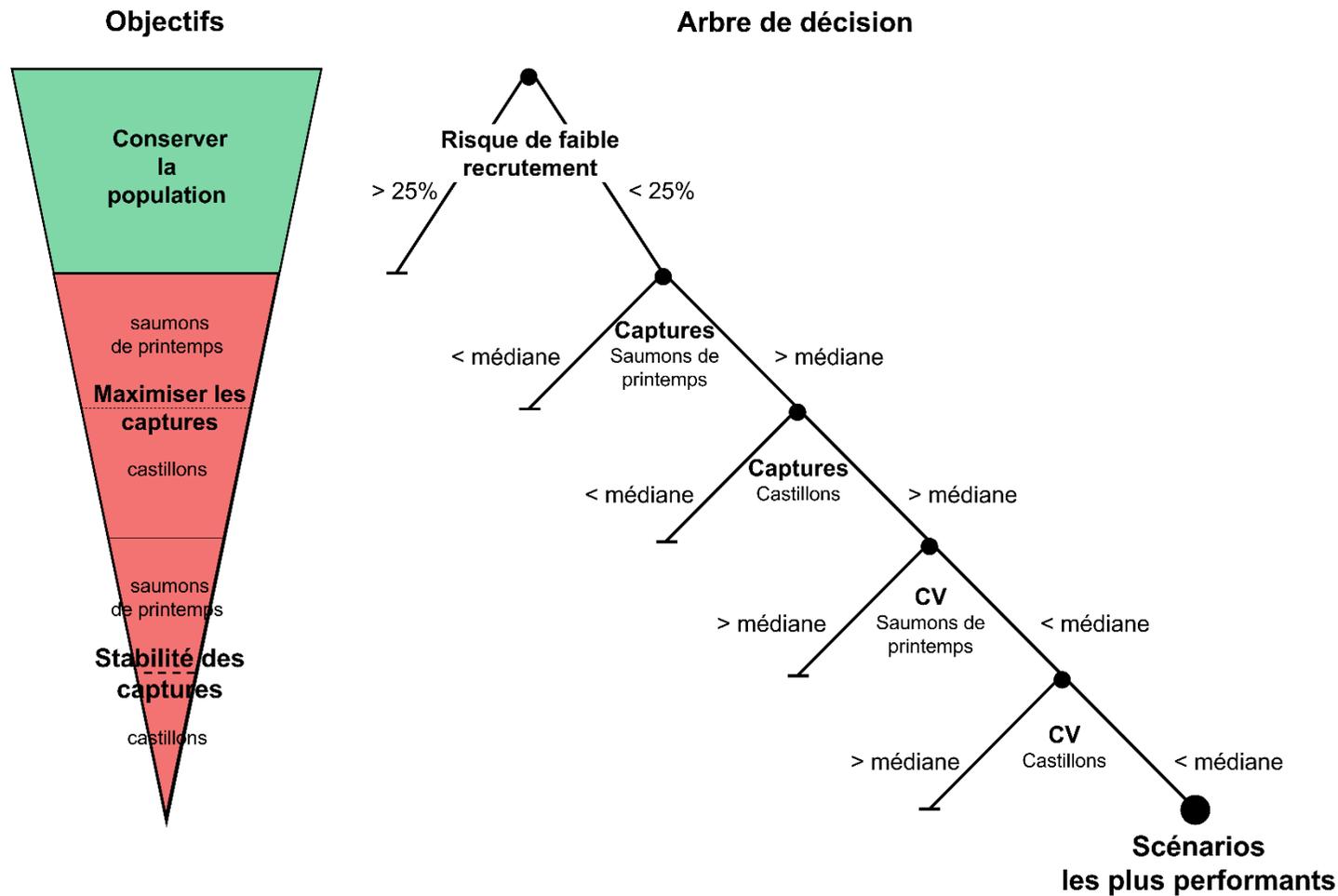


Figure VII.1. Arbre de décision utilisé pour évaluer les scénarios de régulation des pêcheries récréatives bretonnes de saumon atlantique. Le processus d'évaluation est séquentiel et gouverné par la hiérarchie des objectifs (pyramide inversée située à gauche). A chaque étape, pour un scénario donné, l'indicateur de performance est comparé à sa valeur de référence pour déterminer si l'objectif est satisfait. S'il est satisfait, le scénario passe à l'étape suivante, sinon il est abandonné.

VII.B.2. Modèle de simulation

Un modèle a été construit pour simuler la dynamique des populations de saumon atlantique bretonnes et leur exploitation sous différents scénarios de régulation (figure VII.2). Il résulte de la combinaison des modèles de SR (*cf.* chapitre IV), de RS (*cf.* chapitre V) et d'exploitation (*cf.* chapitre II) élaborés précédemment, ainsi qu'un module complémentaire pour les scénarios de régulation. C'est un modèle probabiliste qui projette une population donnée sous un scénario de régulation donné. Les projections sont réalisées sur un horizon de 18 années, entre 2018 (la dernière année d'observation étant 2017) et 2035. Chaque réalisation de projection est obtenue en réutilisant les valeurs des échantillons *a posteriori* issues des analyses précédentes pour toutes les grandeurs afférentes aux modèles de SR, de RS et d'exploitation. Les simulations intègrent ainsi les principales sources d'incertitudes prises en compte dans les chapitres précédents - incertitudes d'observation, de processus et d'estimation - conditionnellement aux données d'observation disponibles. L'ensemble des réalisations produites pour une rivière et un scénario donné, permet de calculer les indicateurs de performance et les valeurs de référence associées aux différents objectifs de régulation. L'horizon de projection choisi (2018-2035) résulte d'un compromis entre les souhaits antagonistes de considérer :

- une période assez courte afin (i) de s'assurer de la stationnarité de certains paramètres régissant la dynamique des populations et (ii) de conserver un certain réalisme vis-à-vis des acteurs de la gestion.
- Une période assez longue pour obtenir une distribution à l'équilibre pour chaque population sous un scénario donné (et ne pas juger les performances sur une phase transitoire).

La durée de l'horizon de projection est ainsi calée sur celle de trois plans de gestion des poissons migrateurs (PLAGEPOMI), ces derniers étant renouvelés tous les 6 ans. Elle permet de simuler la dynamique des populations sur 4 à 5 générations, ce qui s'est révélé suffisant pour approcher une situation « à l'équilibre ». A partir de chacune des 12000 valeurs des échantillons *a posteriori* des grandeurs du modèle issues des analyses précédentes, une réalisation aléatoire de projections sur 18 années a été produite, permettant de disposer d'un échantillon de 12000 projections simulées pour chaque population et chaque scénario. Les temps de calcul nécessaires à ces simulations et aux analyses qui en découlent ont conduit à restreindre l'EMC présentée dans ce chapitre à 5 populations, parmi les 18 étudiées. Celles du Leff, du Léguer, du Douron, de l'Elorn et du Scorff, ont été retenues car elles sont représentatives de la diversité des populations de saumon bretonnes en matière de taille, de

statut de conservation et de taux survie (Annexe A.III).

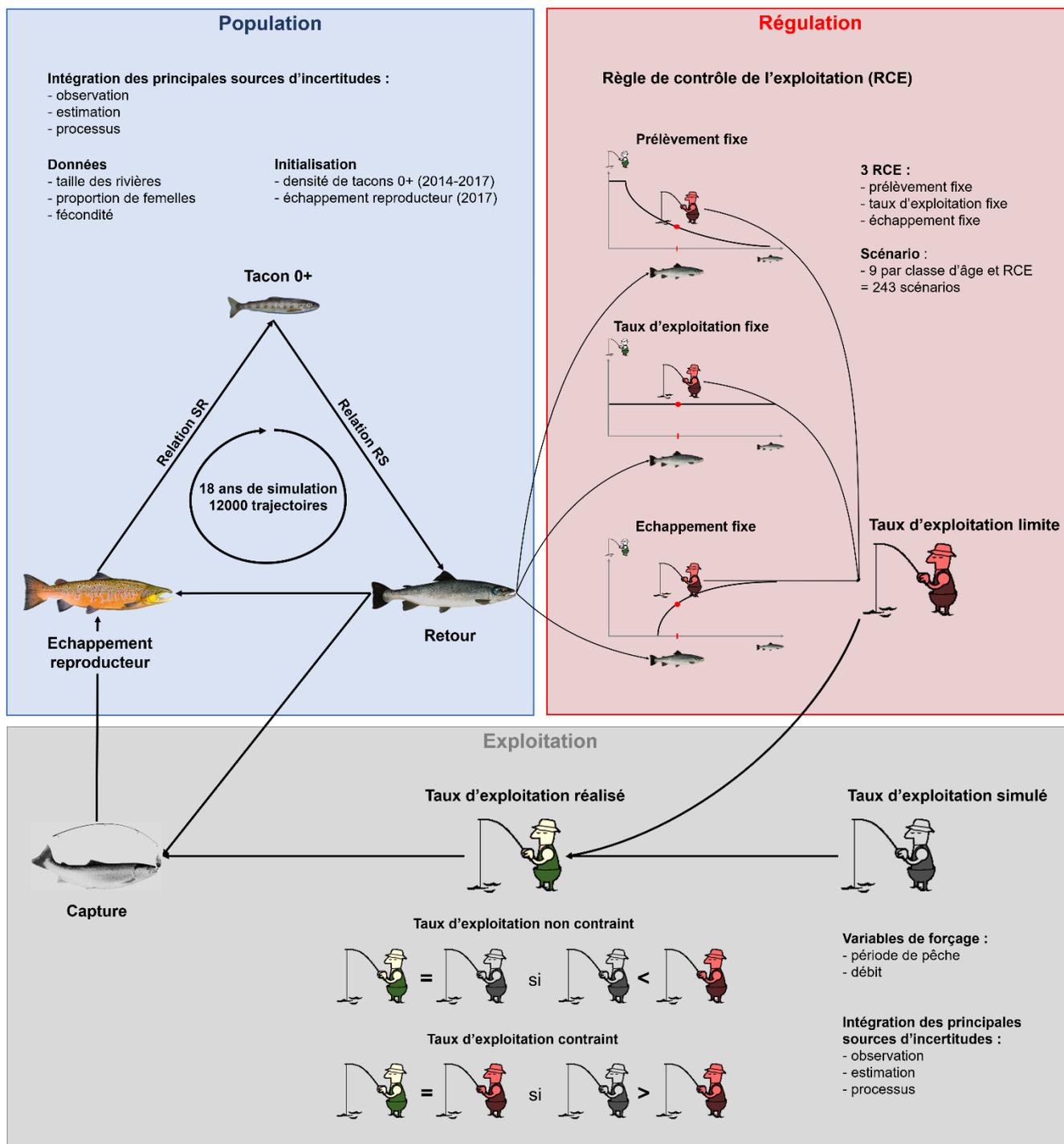


Figure VII.2. Schéma du modèle de simulation avec les 3 composantes : la composante population (partie bleu) permet de simuler la dynamique des échappements reproducteurs aux retours d'adultes. La composante régulation (partie rouge) et la composante exploitation (partie grise) permettent de déterminer le taux d'exploitation réalisé et les prélèvements qui en découlent et de boucler le cycle de vie de l'espèce.

VII.B.2.a. Dynamique de renouvellement des générations

Cette composante représente la transition entre les échappements reproducteurs et les retours d'adultes. Elle combine les modèles de SR (*cf.* chapitre IV) et de RS (*cf.* chapitre V), en conservant exactement la même structure. La dynamique est initialisée à partir des estimations de densité de tacons 0+ de 2014 à 2017 et de l'estimation de l'échappement reproducteur de 2017, elle-même déduite des estimations de retours et des données de prélèvements, de taille des rivières, de proportion de femelles et de fécondité (*cf.* équation II.22). Ces estimations permettent de simuler respectivement les retours et la densité de tacons 0+ de 2018. Les tailles de rivière les plus récentes, à savoir celle de 2017, sont ensuite utilisées sur tout l'horizon de projection. Les données de proportion de femelles et de fécondité sont combinées aux tailles des rivières pour exprimer les échappements reproducteurs en densité d'œufs. Enfin, le COGEPOMI des cours d'eau bretons ayant décidé l'arrêt des déversements de juvéniles, il a été considéré qu'aucune opération de ce type ne serait réalisé entre 2018 et 2035.

VII.B.2.b. Scénarios de régulation

Cette composante du modèle permet de déterminer, en fonction du scénario de régulation, le taux d'exploitation à ne pas dépasser aussi appelé taux d'exploitation limite. Selon la RCE à laquelle on se réfère, celui-ci est déduit de la courbe de RCE correspondante (*i.e.* prélèvement fixe, taux d'exploitation fixe ou échappement fixe) qui donne l'évolution du taux d'exploitation limite en fonction de l'abondance des retours d'adultes. Pour chaque rivière, les dynamiques de renouvellement des populations simulées sont soumises à 243 scénarios de régulation répartis de façon équilibrée selon les 3 RCE précédemment décrites, soit 81 scénarios par RCE. Ces scénarios résultent de la combinaison de 9 limites de régulation pour chacune de deux classes d'âge de mer. Les limites de 1%, 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30%, 40% et 50% sont utilisées pour les scénarios à taux d'exploitation fixe. Pour les deux autres RCE, les limites de régulation correspondent aux prélèvements moyens et aux échappements reproducteurs moyens qui auraient été réalisés si des taux d'exploitation de 1%, 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30%, 40% et 50% avaient été appliqués sur les 10 dernières années (tableau VII.1). Cette référence commune en matière de taux d'exploitation a pour but de faciliter la comparaison des résultats des différents scénarios entre les populations et entre les RCE analysées.

Rivières	RCE par classe d'âge de mer	Taux d'exploitation de référence									
			1%	5%	10%	15%	20%	25%	30%	40%	50%
Leff	Prélèvement fixe	1HM	1	6	12	17	23	29	35	46	58
		PHM	0	2	3	5	7	8	10	13	16
	Echappement fixe	1HM	114	109	104	98	92	86	81	69	58
		PHM	32	31	29	28	26	25	23	20	16
Léguer	Prélèvement fixe	1HM	9	46	92	138	183	229	275	367	459
		PHM	3	14	28	43	57	71	85	114	142
	Echappement fixe	1HM	908	871	825	780	734	688	642	550	459
		PHM	282	270	256	242	228	213	199	171	142
Douron	Prélèvement fixe	1HM	3	13	27	40	53	67	80	107	133
		PHM	1	3	5	8	11	13	16	21	27
	Echappement fixe	1HM	264	253	240	227	213	200	187	160	133
		PHM	52	50	48	45	42	40	37	32	27
Elorn	Prélèvement fixe	1HM	6	30	59	89	118	148	177	236	295
		PHM	2	10	19	29	38	48	58	77	96
	Echappement fixe	1HM	584	561	531	502	472	443	413	354	295
		PHM	190	183	173	163	154	144	135	115	96
Scorff	Prélèvement fixe	1HM	6	28	55	83	110	138	166	221	276
		PHM	1	6	13	19	25	32	38	51	64
	Echappement fixe	1HM	547	525	497	470	442	414	387	332	276
		PHM	126	121	114	108	102	95	89	76	64

Tableau VII.1. Limites de régulation des scénarios à prélèvement fixe et à échappement fixe. Pour chacune des rivières, ces limites sont déclinées pour les castillons (1HM) et pour les saumons de printemps (PHM).

VII.B.2.c. Dynamique d'exploitation

Cette composante du modèle simule les taux d'exploitation entre 2018 et 2035 à partir des équations II.2, II.3 et II.4 du modèle d'estimation du stock. Le débit et la durée de la période de pêche sont utilisés comme variables de forçages. N'ayant observé aucune tendance d'évolution des débits sur la période d'étude rétrospective (1987-2017), celui utilisé pour les simulations est tiré aléatoirement chaque année parmi ceux observés pour la rivière concernée afin d'intégrer la variabilité naturelle du débit aux simulations de taux d'exploitation. Les mêmes durées de période de pêche ont été utilisées pour les 5 rivières pour faciliter la comparaison entre elles. Elles correspondent aux durées moyennes des périodes de pêche sur les dix dernières années. Ce choix coïncide avec la volonté des membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons d'uniformiser les durées de période de pêche pour l'ensemble de la Bretagne (DREAL, 2017).

Pour déterminer le taux d'exploitation réalisé à chaque pas de simulation, le taux d'exploitation simulé pour une rivière et une année donnée en l'absence de contrainte de régulation est comparé au taux d'exploitation limite du scénario de régulation appliqué. Le taux d'exploitation réalisé est égal au taux d'exploitation simulé si ce dernier ne dépasse pas le taux d'exploitation limite, sinon le taux d'exploitation réalisé est égal au taux d'exploitation limite. Les prélèvements de castillons et de saumons de printemps sont déduits des taux d'exploitation réalisés et des retours, ce qui permet de calculer les échappements reproducteurs et de boucler le cycle de renouvellement des générations.

VII.B.3. Robustesse de l'EMC

L'approche d'EMC qui vient d'être décrite est qualifiée par la suite de situation de référence. Elle intègre les différentes sources d'incertitudes qui affectent les dynamiques de renouvellement des générations et de l'exploitation (*i.e.* erreurs aléatoires d'observation, d'estimations et de processus), conditionnellement aux données d'observation disponibles. Elle repose cependant sur deux hypothèses fortes : (i) les pêcheries récréatives bretonnes opèrent de 2018 à 2035 dans les conditions ayant prévalu au cours de la période rétrospective d'étude (ii) les retours sont parfaitement connus et les mesures de régulation mises en œuvre permettent effectivement de limiter le taux d'exploitation en dessous de la valeur limite souhaitée. La robustesse des résultats de l'EMC à ces deux hypothèses et à leurs interactions a été analysée sous le double angle de l'existence d'erreurs d'implémentation et d'une possible intensification de l'exploitation.

VII.B.3.a. Erreurs d'implémentation

Bien que conceptuellement intéressante, la situation de référence manque de réalisme par rapport à la pratique de régulation de l'exploitation. Dans les faits, il est quasiment impossible d'être assuré que les mesures de régulation mises en œuvre limitent le taux d'exploitation exactement en dessous de la valeur que l'on aurait souhaitée. Les écarts qui ne manquent pas de se produire pour des causes non maîtrisées sont aussi appelés erreurs d'implémentation. La première composante de cette erreur est liée à notre incapacité à connaître exactement la quantité de retours de saumons adultes avant la saison de pêche et donc de déterminer sans erreur la valeur exacte en dessous de laquelle on souhaiterait maintenir le prélèvement pour respecter le taux d'exploitation limite souhaité. L'autre composante de l'erreur d'implémentation est relative au respect et à l'adéquation des mesures employées pour mettre en œuvre les scénarios de régulation. Par exemple, dans le cas de mesures de contrôle de l'effort de pêche (e.g. nombre de licences) la mortalité par pêche peut varier en fonction des conditions environnementales indépendamment de ce dernier. Dans le cas d'une limitation des prélèvements par un TAC, le suivi précis en temps réel des captures au cours de la saison de pêche est soumis aux déclarations par les pêcheurs et aux limites des capacités de contrôle des services compétents. Les erreurs d'implémentation ont été intégrées au modèle de simulation par le biais de RCE incertaines (figure VII.3), en les considérant non plus comme des courbes mais comme des ensembles de distributions de probabilité du taux d'exploitation limite qui varient en fonction des retours d'adultes. Deux types de distributions ont été utilisés pour modéliser l'erreur d'implémentation. Le premier type est dit symétrique car il admet que le taux d'exploitation limite mise en œuvre soit inférieur ou supérieur à la valeur souhaitée. Il a été modélisé à l'aide de loi log-normale afin que la probabilité de limiter le taux d'exploitation à x fois la valeur souhaitée soit la même que de limiter le taux d'exploitation à $1/x$ fois la valeur souhaitée (*i.e.* loi normale symétrique en échelle logarithmique). Trois situations plus ou moins incertaines ont été considérées, avec des distributions telles que les intervalles de probabilité à 95% autour des courbes de RCE soient respectivement : $[10/11, 11/10]$, $[2/3, 3/2]$ et $[1/2, 2]$. Le second type est dit dissymétrique avec des erreurs seulement positives. Il simule une situation où les gestionnaires sont systématiquement dans l'incapacité de limiter les taux d'exploitation réalisés en dessous de la valeur souhaitée. Les mêmes distributions que celles présentées précédemment ont été utilisées en les tronquant afin que toutes les valeurs d'erreurs soient supérieures à 1. Les bornes inférieures des intervalles à 95% sont supérieures à 1, tout en restant proche de cette valeur et les bornes supérieures sont légèrement plus grandes que $11/10$, $3/2$, et 2. Néanmoins pour faciliter la compréhension du lecteur, ces distributions seront désignées par la suite_ en tant que distributions à intervalles de probabilité à 95% égaux à $[1, 11/10]$, $[1, 3/2]$ et $[1, 2]$.

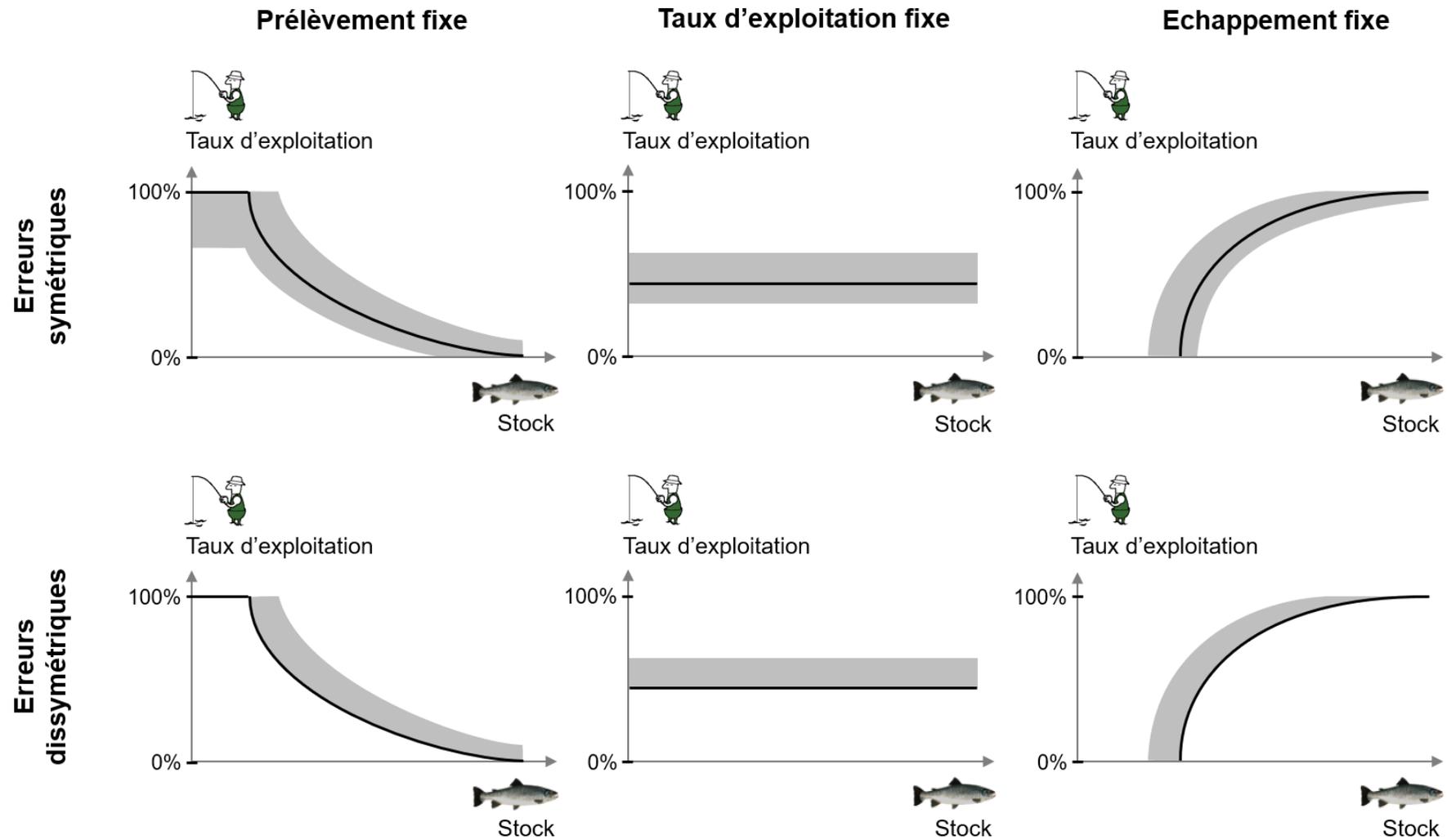


Figure VII.3. RCE à prélèvement fixe, à taux d'exploitation fixe et à échappement fixe avec erreurs d'implémentation symétriques (en haut) et dissymétriques (en bas)

VII.B.3.b. Intensification de l'exploitation et interaction avec l'erreur d'implémentation

Depuis la fin des années 80, l'intensité d'exploitation est assez faible sur la plupart des rivières bretonnes. Pour rappel, le taux d'exploitation sur la période 1987-2017 est en moyenne de 15% pour les saumons de printemps et de 5% pour les castillons (*cf.* chapitre II). Les taux d'exploitation simulés dans notre situation de référence, sont du même ordre de grandeur. Certains scénarios autorisant les prélèvements les plus élevés peuvent ne procurer en réalité aucune régulation car la pêcherie dans sa configuration actuelle n'est pas en mesure d'atteindre les taux d'exploitation limites correspondant. Dans les conditions actuelles d'exercice de la pêche récréative du saumon, où le nombre de pêcheurs n'est pas contrôlé, voire même pourrait être intentionnellement augmenté par des mesures proactives de recrutements de nouveaux pratiquants, la modération du prélèvement pourrait être remise en question. L'analyse de situations où les taux d'exploitation limites seraient plus fréquemment atteints est donc importante pour évaluer les performances des scénarios de régulation et de leurs RCE associées. Trois situations d'intensification de l'exploitation ont été modélisées sur la base d'une survie à l'exploitation (*i.e.* l'événement probabiliste complémentaire du taux d'exploitation) divisée par 1.5, par 2 et par 3. L'interaction d'une intensification de l'exploitation et d'une amplification des erreurs d'implémentation a été étudiée. Au total, 28 situations ont été analysées: la situation de référence, 6 situations intégrant seulement des erreurs d'implémentation, 3 situations portant seulement sur l'intensification de l'exploitation et 18 situations croisées *i.e.* combinant les 6 modalités d'erreurs d'implémentation avec les 3 modalités d'intensification de l'exploitation.

VII.B.4. Estimation des indicateurs de performance et mise en œuvre de l'EMC

Les simulations ont été conduites sous R (version 3.3.0, www.r-project.org). Dans chacune des 28 situations analysées, les 243 scénarios de régulation (81 par RCE) sont successivement appliqués. Pour chaque scénario dans une situation donnée, 12000 trajectoires d'évolution d'une population et de sa pêcherie récréative sur la période 2018-2035 sont générées à partir des modèles et des échantillons MCMC tels que précédemment décrit. Pour chaque trajectoire, chaque indicateur de performance est calculé sur les cinq dernières années de simulations (*i.e.* fréquence de faible recrutement, moyenne et CV du prélèvement par classe d'âge de mer). La moyenne des 12000 valeurs ainsi obtenues est ensuite calculée pour obtenir un indice de performance moyen par scénario de régulation dans une situation donnée.

Dans une certaine situation et pour une rivière donnée, les scénarios de régulation qui respectent la conservation sont identifiés au moyen de diagrammes de risque établis par RCE. Pour chacune des trois RCE, les 81 scénarios testés sont situés sur un diagramme tridimensionnel donnant l'évolution du risque de faible recrutement en fonction des 2 variables contrôles utilisées (*i.e.* 1 par classe d'âge de mer), respectivement les prélèvements limites, les taux d'exploitation limites ou les échappements limites. Pour pallier à l'instabilité numérique du calcul du risque de faible recrutement (résultant de son approximation par échantillonnage), les 81 points de risque précédemment calculés sont utilisés pour obtenir une surface de risque lissée au moyen d'un modèle non paramétrique de type lowess (fonction « lowess » du package `gplots` v3.1.1, <https://www.rdocumentation.org/packages/gplots/versions/3.1.1>). *In fine*, ce sont les valeurs du risque de faible recrutement ainsi lissées qui ont été utilisées pour sélectionner les scénarios qui respectent la conservation (*i.e.* les scénarios dont le risque de faible recrutement est inférieur à 25%).

L'approche d'EMC mise en œuvre (figure VII.1) procède à un enchaînement de 5 étapes séquentiellement dépendantes. Pour chaque rivière et chaque situation, parmi l'ensemble des 243 scénarios testés, ceux respectant la conservation sont tout d'abord identifiés. A partir de ces derniers, la moitié des plus performants au regard de l'indicateur de performance considéré est successivement sélectionnée à chaque étape. La prise en compte des performances d'exploitation résultant d'un processus d'évaluation relatif, le nombre de scénarios les plus performants retenus *in fine* dépend seulement du nombre de scénarios respectant la conservation. Dans le cas où les 243 scénarios passent cette première étape avec succès, l'ensemble des plus performants comprend 16 scénarios au maximum.

VII.C. Résultats

Sur les diagrammes de risque de faible recrutement (figure VII.4) des RCE à prélèvement ou à taux d'exploitation fixe, les scénarios les plus restrictifs en matière d'exploitation sont situés en bas à gauche (valeurs limites proches de 0) et les plus tolérants *i.e.* ceux qui autorisent les niveaux d'exploitation les plus élevés, sont situés en haut à droite. Pour les scénarios de régulation à échappement fixe, c'est l'inverse car plus les valeurs limites sont élevées plus la contrainte est forte.

VII.C.1. Situation de référence

Quelles que soient la RCE et la rivière considérée, les risques de faible recrutement n'évoluent quasiment pas en fonction des scénarios (figure VII.4) : la différence entre les scénarios les plus restrictifs et les plus tolérants est inférieure à 2%. Sur le Leff, aucun scénario de régulation ne permet de respecter la conservation (*i.e.* même sans exploitation, elle n'est pas assurée). A l'inverse, pour les 4 autres rivières, la plupart des scénarios respectent la conservation. Seuls ceux à taux d'exploitation fixe sur le Douron dont les limites sont supérieures à 40% pour les castillons et les saumons de printemps font exception. Le Léguer présente les risques de faible recrutement les moins élevés toutes RCE confondues (~20%). Pour le Leff, l'ensemble des scénarios les plus performants est vide, la première condition de respect de la conservation n'étant jamais satisfaite. Pour les autres rivières, les meilleurs scénarios proviennent en grande majorité de la RCE à prélèvement fixe. Une petite minorité complémentaire est issue de la RCE à taux d'exploitation fixe : 1 scénario sur 16 pour le Scorff et l'Elorn (6%), 2 sur 15 pour le Douron (13%) et 4 sur 16 pour le Léguer (25%). Aucun scénario à échappement fixe ne fait partie des plus performants.

VII.C.2. Situations intégrant des erreurs d'implémentation (sans intensification de l'exploitation)

L'introduction d'erreurs d'implémentation ne change à l'évidence rien pour le Leff : aucun scénario ne permet de satisfaire la conservation. Pour les autres rivières, les résultats changent peu par rapport à la situation de référence quelles que soient la nature (symétrique vs dissymétrique) et l'amplitude des erreurs (figures VII.5 et VII.6 ; annexes A.IV et A.V). Les variations des diagrammes de risque de faible recrutement sont marginales et les scénarios les plus performants restent sensiblement les mêmes, avec une prédominance de ceux à prélèvement fixe et une exclusion de ceux à échappement fixe.

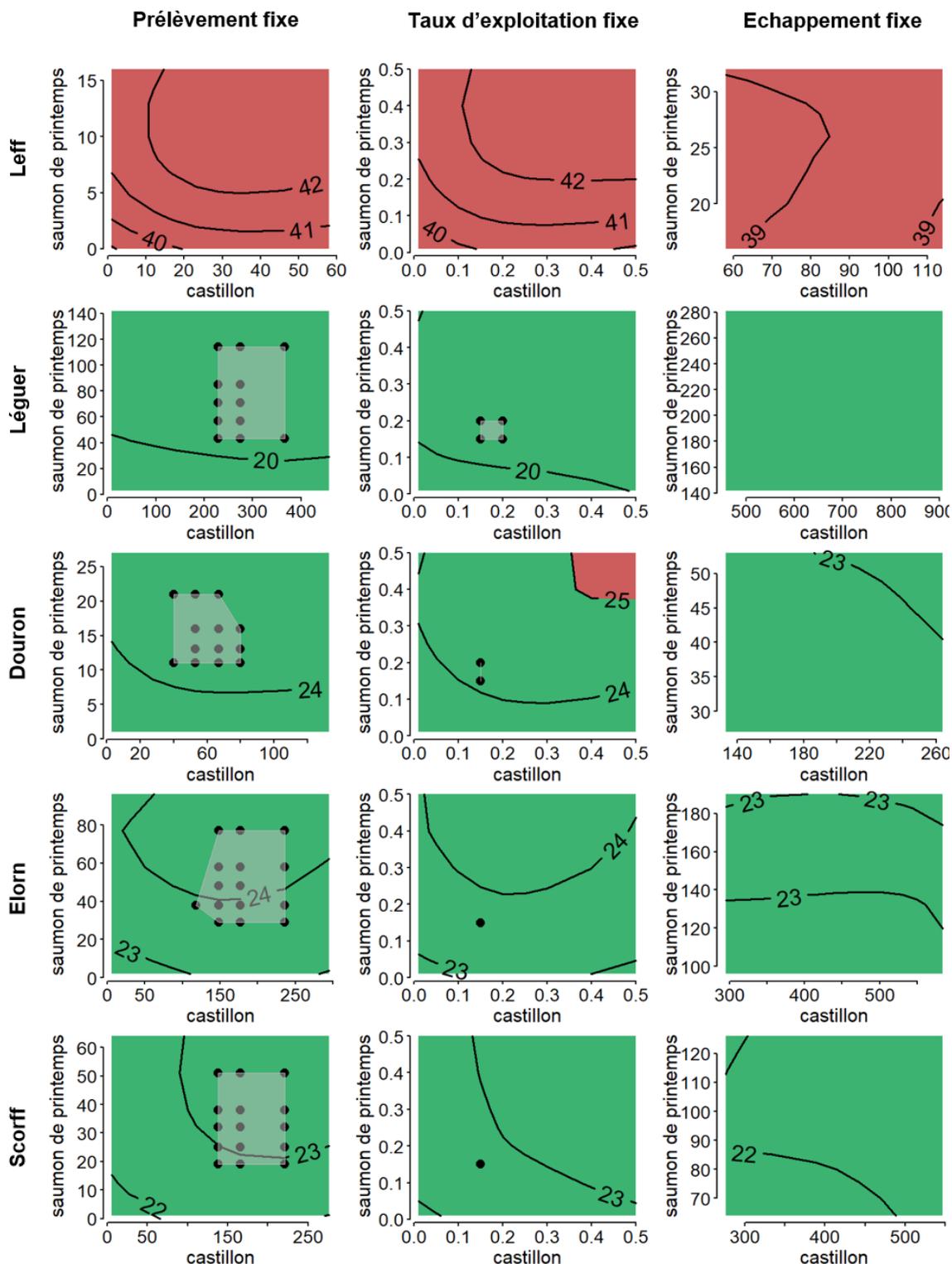


Figure VII.4. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation dans la situation de référence par rivière (ligne) et par RCE (colonne). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

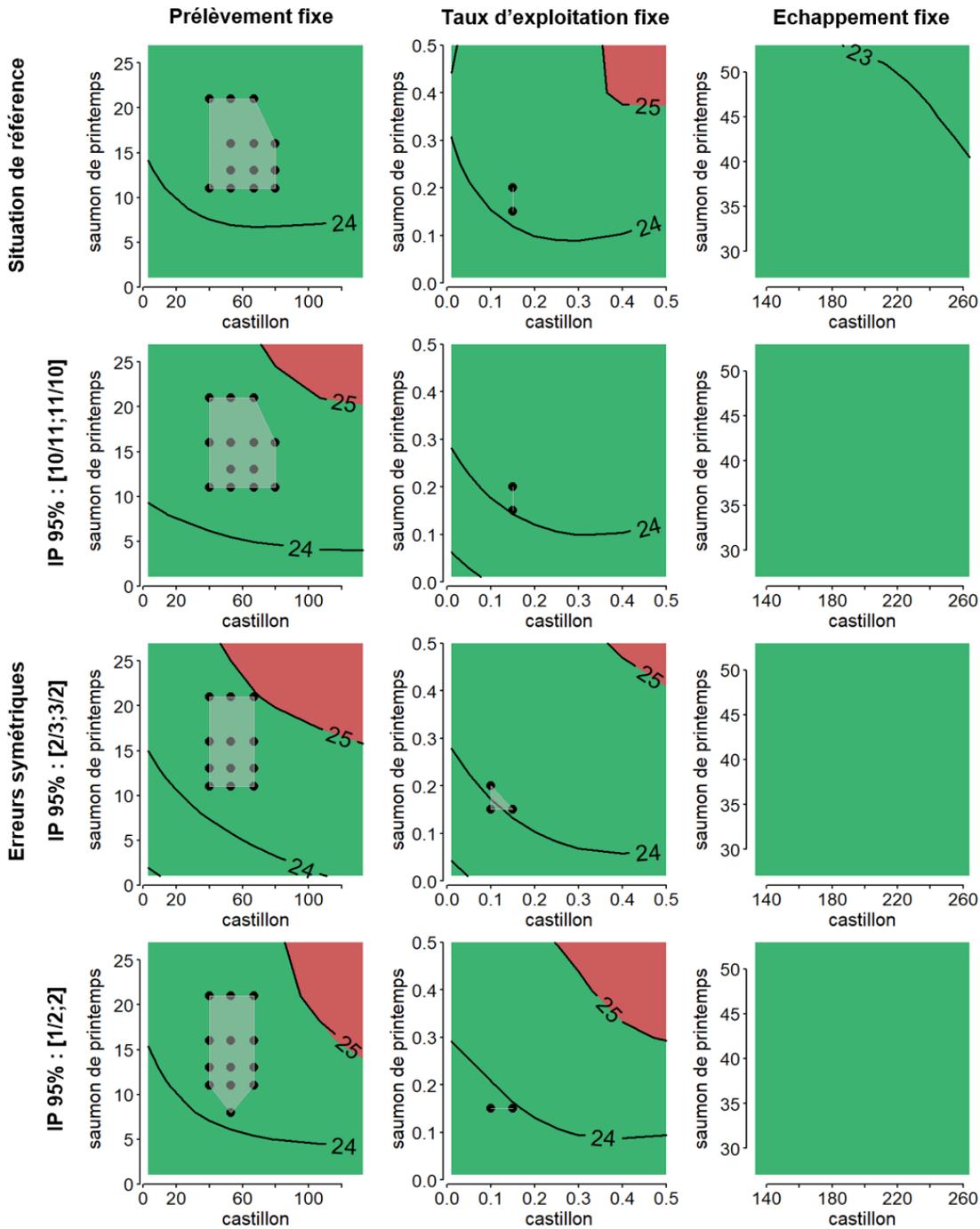


Figure VII.5. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Douron dans les situations avec erreurs d'implémentation symétriques et sans intensification de l'exploitation, selon l'amplitude des erreurs (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans erreur d'implémentation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

Erreurs symétriques

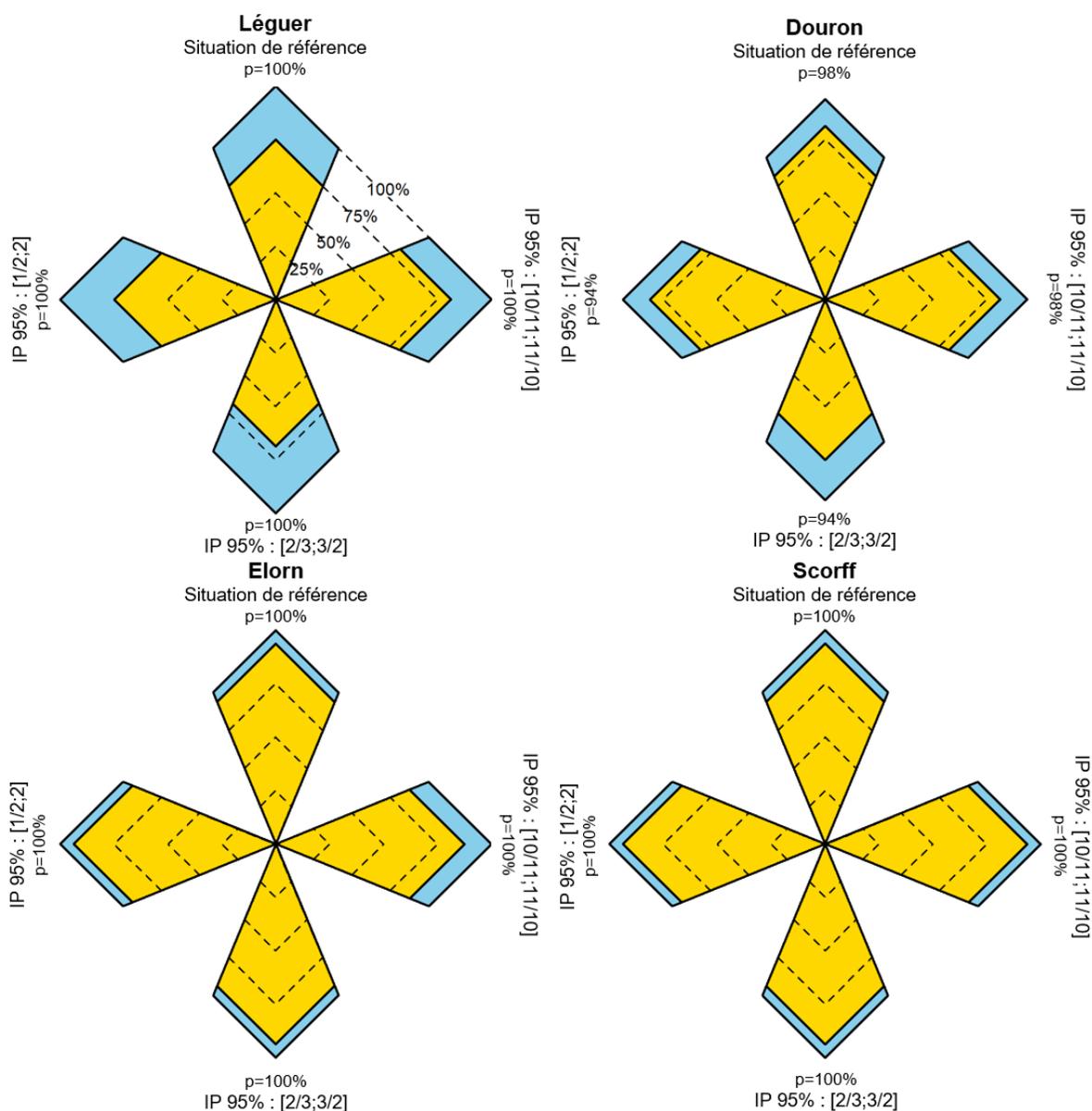


Figure VII.6. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants en fonction de l'amplitude de l'erreur d'implémentation symétrique. Chaque étoile représente une des 4 rivières pour lesquelles au moins un scénario respecte la conservation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à la situation de référence et l'erreur s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

VII.C.3. Situations d'intensification de l'exploitation (sans erreur d'implémentation)

L'intensification de l'exploitation ne change rien pour le Leff, sachant que déjà dans la situation de référence aucun scénario ne permettait de satisfaire la conservation. Pour les autres rivières, les résultats de l'EMC sont modifiés de façon très significative (figures VII.7 et VII.8; annexe A.VI). Les diagrammes de risque de faible recrutement évoluent selon le même patron quelle que soit la rivière (figure VII.7). Quand on augmente l'intensité d'exploitation, le risque de faible recrutement reste inchangé pour les scénarios de régulation les plus restrictifs et ce quelle que soit la RCE considérée : la contrainte de régulation est suffisamment forte pour maintenir l'exploitation réalisée à un niveau très faible indépendamment de l'intensité d'exploitation. Par contre, pour les scénarios de régulation les plus tolérants, le risque de faible recrutement s'accroît de façon significative quand l'exploitation s'intensifie. Ainsi, pour la RCE à prélèvement fixe sur le Douron, le scénario de régulation le plus tolérant (prélèvements limites de 27 saumons de printemps et 133 castillons), le risque de faible recrutement passe de 24% à 36% entre la situation de référence et celle où l'intensité de l'exploitation est la plus forte (survie à l'exploitation divisée par 3). Cette différence est respectivement de 8 % et de 4% pour les scénarios à taux d'exploitation fixe et à échappement fixe.

Ces évolutions induites par l'augmentation de l'intensité d'exploitation se traduisent sur les diagrammes de risque par un resserrement des courbes d'iso-risque (*i.e.* accroissement plus rapide du risque), une réduction de la zone de respect de la conservation et une diminution du nombre de scénarios de régulation qui respectent la conservation. Ces patrons sont de plus en plus marqués quand on passe de la RCE à échappement fixe, à celle à taux d'exploitation à fixe puis à celle à prélèvement fixe. On notera cependant que pour le Léguer, et seulement pour cette rivière, tous les scénarios de régulation à échappement fixe respectent encore la conservation quelle que soit l'intensité d'exploitation (annexe A.VI - figure A.VI.1).

Douron

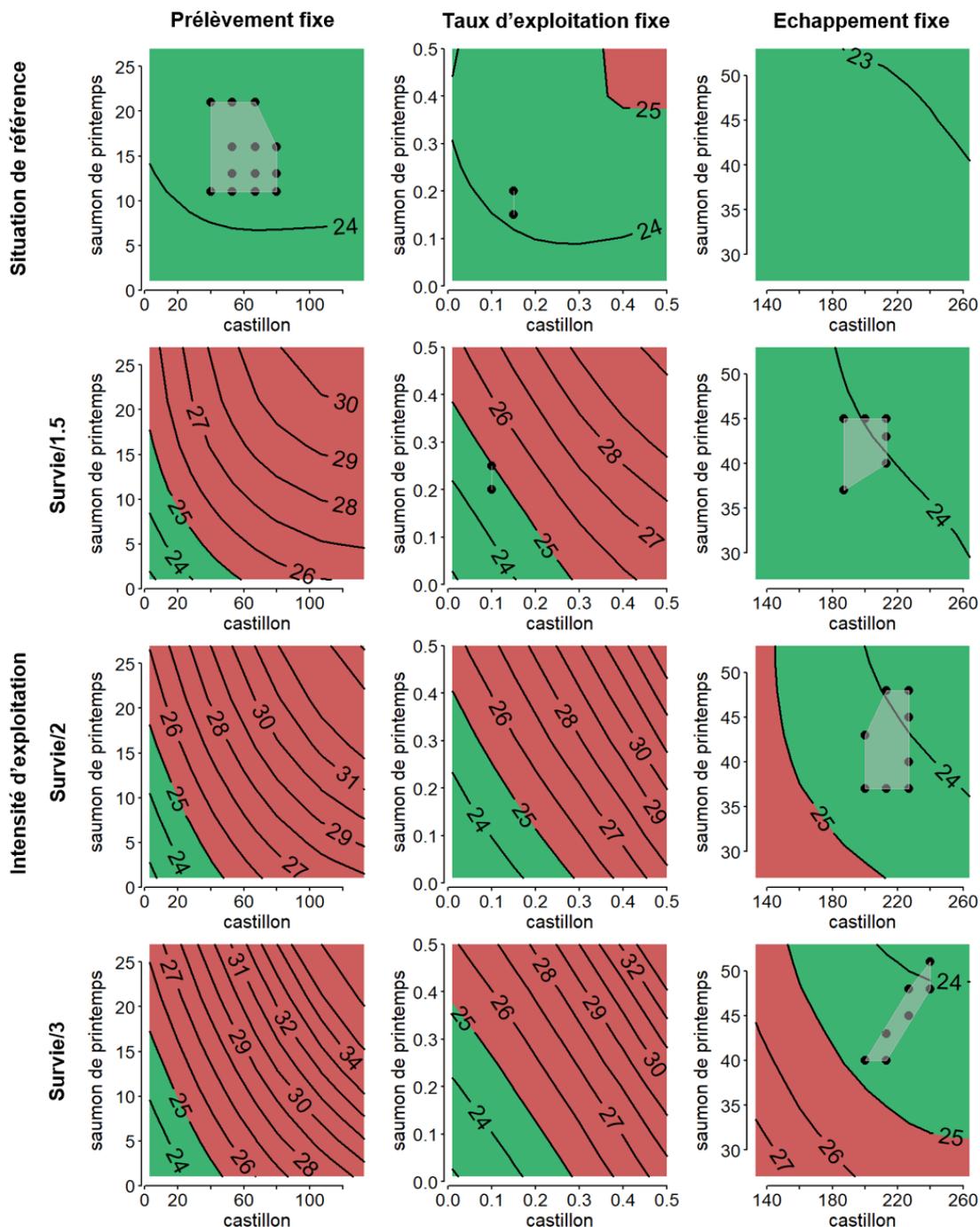


Figure VII.7. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Douron dans les situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation, selon l'intensité d'exploitation exprimée en matière de survie (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans intensification de l'exploitation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

Corrélativement à cette évolution des diagrammes de risque, l'effectif et la composition par RCE de l'ensemble des scénarios les plus performants évoluent également (figure VII.8). Sous l'effet du premier filtre de la conservation, le nombre de scénarios retenus *in fine* diminue avec l'augmentation de l'intensité d'exploitation. Ce phénomène est de plus en plus marqué quand on passe du Léguer, à l'Elorn, puis au Scorff et enfin au Douron. L'évolution de la composition de l'ensemble des scénarios les plus performants est corrélée à la sélection opérée par le respect de la conservation. Au fur et à mesure que cette sélection s'intensifie, on passe d'une prédominance des scénarios à prélèvement fixe, à ceux à échappement fixe, en passant par des intermédiaires retenant des scénarios à limite de taux d'exploitation fixe. Ainsi, pour le Léguer, où l'intensification de l'exploitation est compatible avec la conservation dans la grande majorité des scénarios, ceux à prélèvement fixe sont privilégiés, sauf pour la situation d'exploitation la plus intense où les scénarios à taux d'exploitation fixe prédominent. Sur l'Elorn, où la sélection par le respect de la conservation est plus forte, l'élimination des scénarios à prélèvement fixe intervient dès la première modalité d'intensification de l'exploitation au profit de ceux à taux d'exploitation et échappement fixes, puis ceux à taux d'exploitation fixe sont à leur tour éliminés. Sur le Scorff et sur le Douron, où la sélection par le respect de la conservation est encore un peu plus sévère, les scénarios à taux d'exploitation fixe sont (presque) totalement éliminés dès le premier niveau d'intensification de l'exploitation.

VII.C.4. Situations combinant intensification de l'exploitation et erreurs d'implémentation symétriques

Les patrons d'évolution en fonction de l'intensité de l'exploitation, de l'effectif et de la composition par type de RCE de l'ensemble des scénarios les plus performants sont peu affectés par l'introduction d'erreurs d'implémentation symétriques (annexe A.VII). Ceci est globalement vérifié, quelles que soit la rivière et l'amplitude des erreurs d'implémentation.

Intensité d'exploitation

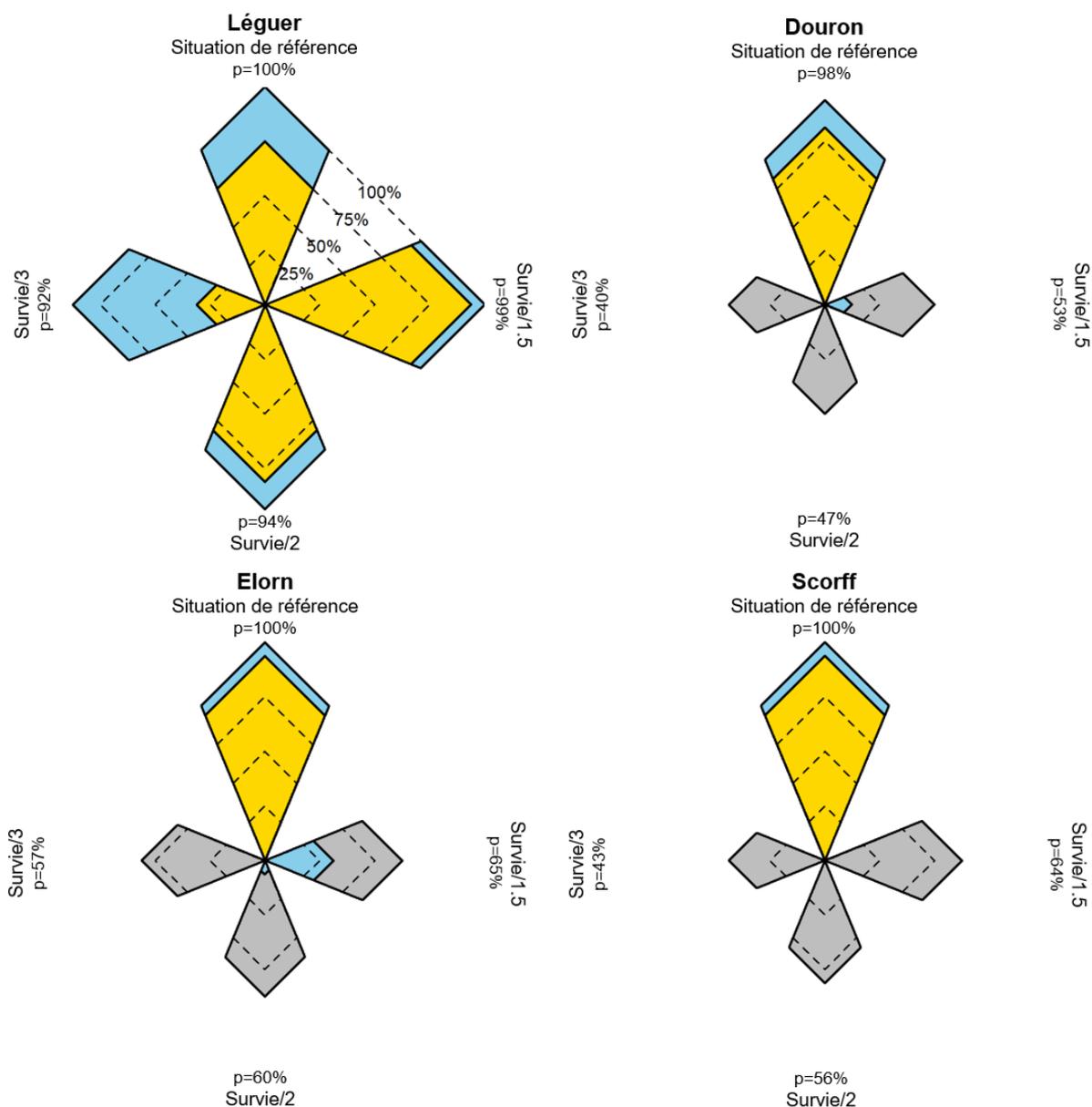


Figure VII.8. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants en fonction de l'intensification de l'exploitation. Chaque étoile représente une des 4 rivières pour lesquelles au moins un scénario respecte la conservation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à la situation de référence et l'exploitation s'intensifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

VII.C.5. Situations combinant intensification de l'exploitation et erreurs d'implémentation dissymétriques

Quelle que soit la rivière, les erreurs d'implémentation dissymétriques ont un effet analogue à celui de l'intensité de l'exploitation. Quand leur amplitude augmente, la proportion de scénarios respectant la conservation diminue (figures VII.9, VII.10, VII.11 et VII.12). Dans la plupart des cas, cette diminution est d'autant plus importante que l'intensité d'exploitation est élevée. Sur l'Elorn par exemple, à la première modalité d'intensification de l'exploitation (survie divisée par 1.5), la proportion de scénarios de régulation respectant la conservation passe de 65% sans erreur d'implémentation à 56% lorsque l'amplitude des erreurs est maximale ; à la troisième modalité d'intensification de l'exploitation (survie divisée par 3) elle passe de 57% à 26% (figure VII.11).

L'augmentation de l'amplitude des erreurs d'implémentation dissymétriques renforce la sélection opérée par le respect de la conservation et l'évolution de la composition de l'ensemble des scénarios les plus performants est corrélée à cette dernière. Comme dans le cas où l'intensification de l'exploitation était considérée seule, au fur et à mesure que la sélection s'intensifie, on passe d'une prédominance des scénarios à prélèvement fixe, à ceux à échappement fixe, en passant par des intermédiaires retenant des scénarios à taux d'exploitation fixe. Cette gradation est bien illustrée dans le cas du Léguer pour des faibles niveaux de sélection par le respect de la conservation ou pour l'Elorn, avec des niveaux de sélection plus élevés. On notera que dans les cas les plus extrêmes de sélection par le respect de la conservation (forte exploitation et amplitude élevée des erreurs), on voit disparaître les scénarios à échappement fixe et réapparaître des scénarios à prélèvement fixe ou taux d'exploitation dans l'ensemble très restreint des scénarios retenus *in fine*.

Léguer

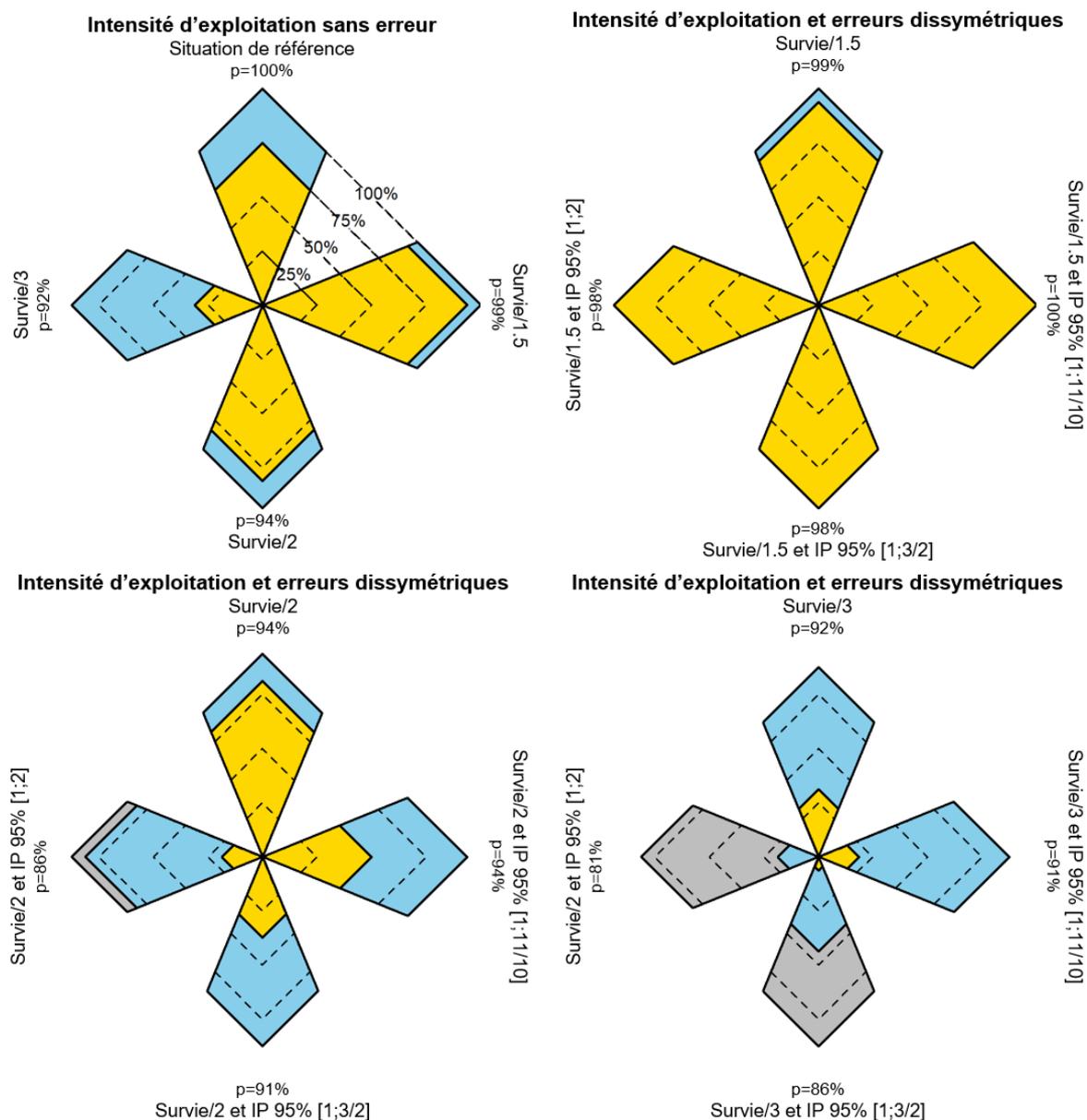


Figure VII.9. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Léguer en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs dissymétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur dissymétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Douron

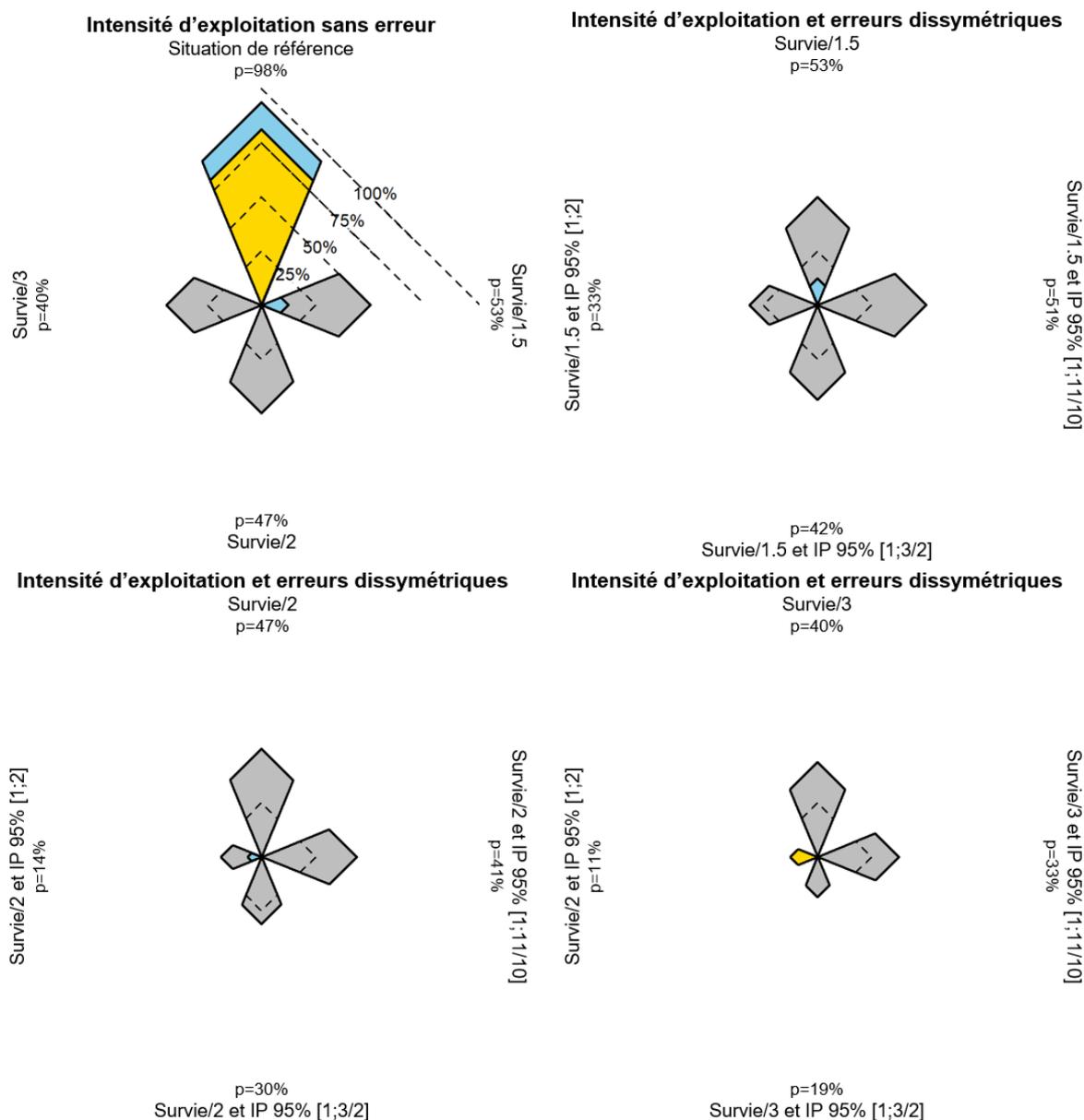


Figure VII.10. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Douron en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs dissymétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur dissymétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Elorn

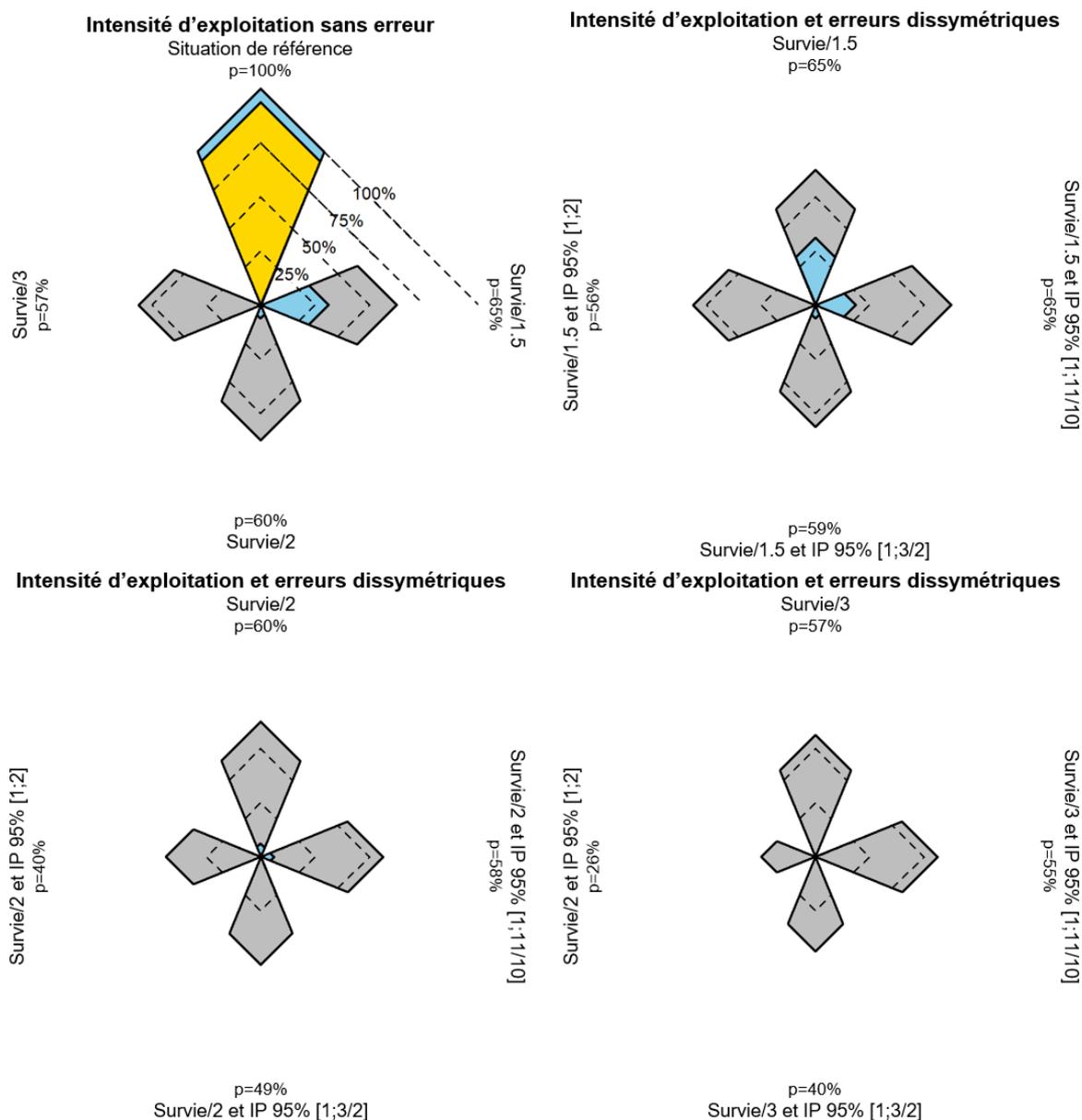


Figure VII.11. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur l'Elorn en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs dissymétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur dissymétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Scorff

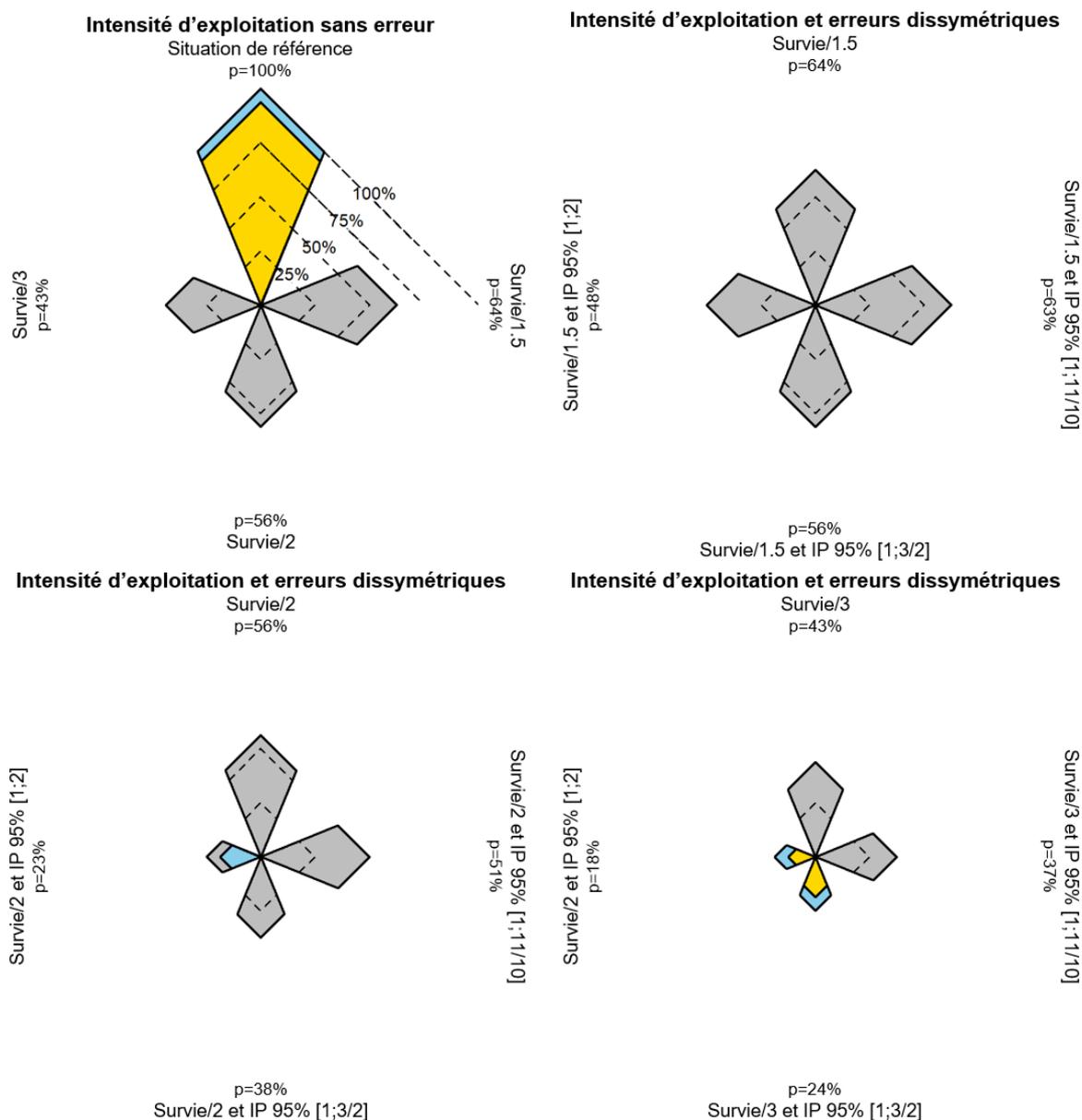


Figure VII.12. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Scorff en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs dissymétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur dissymétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

VII.D. Discussion

VII.D.1. L'émergence d'un patron général selon le niveau de préoccupation pour la conservation

Les variations des résultats produits par notre approche d'EMC selon les rivières et les situations testées font émerger un patron général le long d'un gradient de préoccupation pour la conservation. Cette préoccupation peut elle-même être objectivée par l'intensité de la sélection opérée sur les 243 scénarios testés pour chaque situation et chaque population. Elle varie de 0, quand tous les scénarios sont compatibles avec la conservation, à 100% quand aucun ne l'est. Elle est la résultante de l'interaction entre (i) le taux de renouvellement des générations de la population, (ii) l'intensité de l'exploitation et (iii) l'amplitude des erreurs d'implémentation quand celles-ci sont dissymétriques. Le taux de renouvellement des générations est la résultante des survies de SR et de RS (annexe A.III) et plus elle est élevée plus la sélection par la conservation diminue. L'intensité de l'exploitation et l'amplitude des erreurs d'implémentation ont un effet inverse. Ces deux facteurs ont un effet analogue car les erreurs d'implémentation dissymétriques conduisent à des taux d'exploitation réalisés supérieurs à ceux obtenus en l'absence d'erreur ; l'intensification de l'exploitation qui en résulte est d'autant plus grande que l'amplitude des erreurs augmente.

Le long du gradient de sélection par la conservation, la composition de l'ensemble des scénarios les plus performants évolue en passant d'une dominante de scénarios à limite de prélèvement fixe, au profit ensuite de ceux à limite de taux d'exploitation fixe, puis vers ceux à limite d'échappement fixe, avant enfin de voir réapparaître les deux premiers types pour les intensités de sélection les plus extrêmes. Corrélativement avec ces évolutions, la limite de régulation moyenne des scénarios les plus performants décroît. Ainsi, quand la préoccupation pour la conservation est faible, l'utilisation de limites de prélèvement peu contraignantes sont les plus à même de satisfaire les objectifs d'exploitation. Quand la sélection par la conservation augmente, les scénarios à limite de prélèvement fixe les plus permissifs sont les premiers éliminés. La régulation par une limite de taux d'exploitation fixe devient alors plus performante, car elle permet de mieux tirer parti des fortes abondances de retours d'adultes pour générer des prélèvements élevés. Elle est aussi préférée à la régulation à échappement fixe qui conduit à l'absence de prélèvement les années de plus faible abondance de retours d'adultes et induits des prélèvements plus variables que la régulation à taux d'exploitation fixe (Hilborn & Walters, 1992). Quand la préoccupation pour la conservation augmente encore, la régulation à échappement fixe devient la plus à même pour assurer que la conservation soit respectée, tout en autorisant encore des prélèvements les années où les abondances sont élevées. Enfin dans les situations les plus extrêmes en matière de conservation, où seule une exploitation

très restreinte est possible, les régulations à prélèvement fixe ou à taux d'exploitation fixe redeviennent préférables.

VII.D.2. Des premiers enseignements à compléter à l'échelle de la Bretagne

Pour une population parmi les 5 étudiées, celle du Leff, la condition initiale de conservation n'est pas respectée, même en l'absence de prélèvement par pêche. D'autres populations bretonnes pourraient être dans la même situation : une extension du présent travail, à l'ensemble des 18 rivières à saumons considérées dans le reste de la thèse est donc importante et d'ores et déjà prévue. Les acteurs de la gestion auront à statuer sur le devenir de cette (ces) pêcherie(s). Leur fermeture n'est pas la seule option envisageable. Au Royaume-Uni et en Irlande, la pêche récréative reste autorisée même si la conservation d'une population est menacée (*i.e.* le stock est inférieur à la LC ; White *et al.*, 2016 ; NASCO, 2019g ; NASCO, 2019i ; NASCO, 2019h ; Grilli & Curtis, 2020). Elle est néanmoins limitée à la pratique du capture-relâcher.

Sur les 4 autres rivières soumises à notre EMC, dans la situation actuelle (*i.e.* passée récente) d'intensité de l'exploitation, la grande majorité des scénarios de régulation respectent la conservation avec ou sans erreur d'implémentation. Parmi les scénarios les plus performants retenus *in fine*, ceux à prélèvement fixe prédominent très largement et ce constat n'est pas non plus modifié par l'intégration d'erreurs d'implémentation. La robustesse des résultats de l'EMC vis-à-vis des erreurs d'implémentation s'explique par la faible intensité de l'exploitation par la pêche récréative du saumon en Bretagne. En conformité avec cette situation, les taux d'exploitation simulés demeurent modérés sans qu'il soit nécessaire de les contraindre par les limites de régulation pour respecter la conservation. L'évaluation des performances sur les critères de maximisation et de stabilité des prélèvements opère alors toujours de la même façon sur l'ensemble (ou presque) des scénarios testés et produit toujours les mêmes résultats (ou presque).

Sous l'hypothèse d'une intensification de l'exploitation et/ou d'erreurs d'implémentation dissymétriques, les scénarios de régulation les plus performants évolueraient selon le patron général précédemment décrit. Une réduction du taux de renouvellement des populations au cours du temps pourrait conduire à des changements analogues. Surveiller ou maîtriser l'évolution de ces deux facteurs au cours du temps est donc crucial pour la gestion des populations de saumon en Bretagne. La coopération entre scientifiques et acteurs de la gestion dans ces domaines est donc toujours aussi nécessaire.

VII.D.3. Régulation actuelle et préconisation de l'OCSAN

Le système de régulation actuel (entrée en vigueur en 1996) n'a pas été explicitement simulé, mais sa performance peut être évaluée car elle est à l'intérieur de la gamme des scénarios et situations simulés. Elle correspond à un scénario de régulation à limite de prélèvement fixe. Sa mise en œuvre à l'aide d'un TAC présente l'avantage de ne nécessiter aucune connaissance particulière sur les populations. Seules les capacités de suivi en temps réel et de contrôle des prélèvements par les acteurs de la gestion sont sollicitées. Si elle est imparfaite, elle est source d'erreurs d'implémentation. En Bretagne, les années où le TAC est atteint sur certaines rivières, on observe des dépassements à cause du retard de déclaration de prélèvements ou des délais de mise place des dispositions réglementaires nécessaires pour fermer la pêche. La pratique actuelle correspond donc à une situation avec erreurs d'implémentation dissymétriques d'amplitude plutôt faible. Dans ce contexte, les résultats de ce travail montrent que les scénarios de régulation les plus performants sont principalement ceux à limite de prélèvement fixe (sauf dans des cas de population dont le taux de renouvellement des générations serait trop faible, comme pour celle du Leff). La régulation actuelle applique néanmoins des limites de prélèvement plus élevées que celles des scénarios de régulation les plus performants notamment pour les castillons (tableau VII.2). Les TAC pourraient donc être réduits sans changer la RCE utilisée.

Compte tenu des niveaux actuels d'exploitation, les scénarios de régulation à échappement fixe préconisés par l'OCSAN sont globalement moins performants, sauf dans le cas de populations fragilisées par un taux de renouvellement des générations faible et dont l'identification reste à conduire au-delà des 5 populations traitées dans ce chapitre.

Rivières	TAC	
	Castillon	Saumon de printemps
Leff	82	10
Léguer	393	49
Douron	121	15
Elorn	402	50
Scorff	334	42

Tableau VII.2. TAC de castillons et saumons de printemps des 5 rivières étudiées sur la période 2018-2020

VII.D.4. Co-construction avec les membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons

L'EMC de scénarios de régulation des pêcheries récréatives de saumon en Bretagne produite dans cette thèse s'intègre dans une démarche plus générale de co-construction d'un nouveau système de régulation avec les membres du COGEPOMI. Cette démarche participative permet un apprentissage réciproque entre les experts scientifiques et les différents groupes d'acteurs qui composent le COGEPOMI (ONG environnementales, Fédérations de pêches, Services de l'Etat, collectivités territoriales... ; Lairez *et al.*, 2015). La participation permet de renforcer l'adhésion au futur système de gestion (Rey-Valette *et al.*, 2011) et favorise le respect des mesures de régulation qui en découleront (Punt *et al.*, 2014 ; Lorenzen *et al.*, 2016). Cette démarche a déjà permis de définir la notion de conservation appliquée aux populations bretonnes de saumon atlantique et d'en déduire des nouvelles LC. Mais elle n'a pas encore été appliquée à toutes les composantes de l'EMC présentée dans ce travail de thèse. Celui-ci ne constitue donc que les fondations d'une EMC future qui sera modulée par la participation des acteurs. Cette participation aura pour objectif de valider ou de préciser les scénarios de régulation évalués, les objectifs de l'évaluation, leur hiérarchie, les indicateurs qui s'y rapportent et leur valeur de référence, ainsi que la méthode retenue.

VII.D.5. Le choix des scénarios de régulation et leur mise en œuvre

Les scénarios de régulation simulés se réfèrent aux trois RCE les plus basiques (Hilborn & Walters, 1992 ; Punt, 2010) que l'on trouve dans la littérature scientifique mais d'autres auraient pu être utilisées. Une grande majorité des RCE appliquées pour réguler les pêcheries reposent sur des points de référence biologique comme la LC (Deroba & Bence, 2008). Au Canada par exemple, l'approche de précaution en vigueur pour la régulation des pêcheries a été révisée depuis 2009 (DFO, 2009) et préconise une RCE basée sur une LC, une cible de gestion (CG) et un taux d'exploitation maximal (figure VII.13). Cette RCE est censée s'appliquer à la régulation de toutes les pêcheries y compris celles de saumon atlantique (Chaput, 2015). Néanmoins, elle n'a pas encore été mise en œuvre car les CG et les taux d'exploitation maximaux n'ont pas encore été définis. C'est une combinaison entre une RCE à échappement fixe et à taux d'exploitation fixe où les prélèvements sont interdits lorsque les retours sont inférieurs à la LC et le taux d'exploitation est fixé au niveau maximal lorsque la CG est dépassée. Entre la LC et la CG, le niveau d'exploitation autorisé augmente linéairement avec les retours. Ce type de RCE est aussi utilisé par le CIEM pour émettre des recommandations sur la régulation des pêcheries européennes (ICES, 2020b).

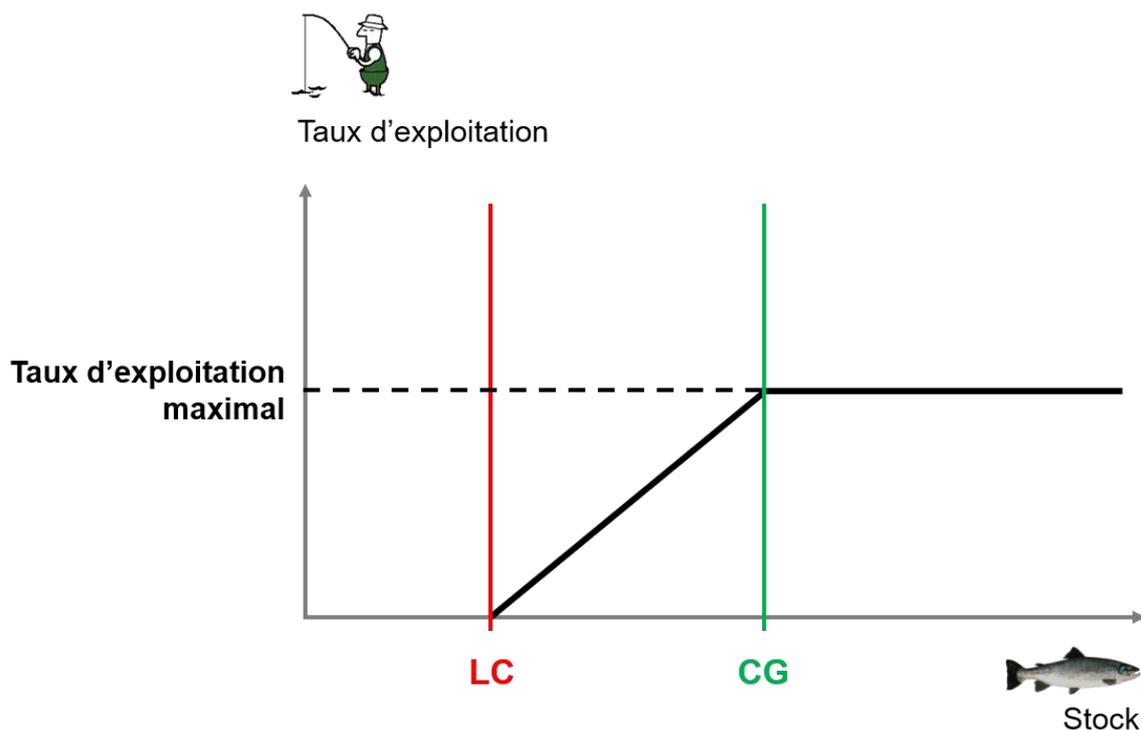


Figure VII.13. RCE préconisée pour la régulation des pêcheries de saumon atlantique au Canada (adaptée de Chaput, 2015).

La mise en œuvre des scénarios de régulation a été simulée par des RCE plus ou moins incertaines en introduisant des erreurs d'implémentation, de distribution et d'amplitude variées. Cette approche assez générique permet de situer les performances de différents scénarios plus spécifiques qui ont été où seraient mise en œuvre à l'aide de mesures réglementaires, en analysant le type d'erreurs d'implémentation qu'elles sont susceptibles de produire (cf. interprétation du système de régulation actuel). Cette approche est plus efficiente et de portée plus générale que celle qui aurait consisté à simuler explicitement la mise en œuvre de mesures réglementaires spécifiques compte tenu de la diversité potentielle des mesures pouvant être employées pour un même scénario de régulation.

La mise en œuvre pratique de différents scénarios s'appuie sur des mesures réglementaires. Au-delà de la question de leur acceptabilité par les pêcheurs qui n'est pas abordée ici, elles ne sont pas forcément en adéquation avec des objectifs de gestion ou des contraintes légales qui ne sont pas explicitement intégrées à l'évaluation. Par exemple, la limitation du taux d'exploitation via le contingentement du nombre de sorties de pêche ou du nombre de licences délivrées peut entrer en contradiction avec un objectif de libre exercice de la pêche, lui-même reconnu par la loi dans le cas de certaines pêcheries récréatives. A chaque mesure de régulation est aussi associée un coût financier et humain de mise en œuvre (Lairez *et al.*,

2015). Il est généralement important dans le cas de limitation des captures par des TAC (Beddington *et al.*, 2007) car cela requiert un suivi en continu des prélèvements. Comparativement, la mise en œuvre d'une période ou de fenêtres d'ouverture de la pêche est moins coûteuse (Liu *et al.*, 2016).

Dans le cas de la régulation des pêcheries récréatives de saumon en Bretagne, un travail reste à conduire avec les membres du COGEPOMI pour intégrer ces éléments. Il doit conduire à préciser les mesures de régulation les plus adéquates. Ces dernières pourront être explicitement modélisées afin d'augmenter la pertinence des évaluations produites au regard des décisions que devra prendre le COGEPOMI Bretagne.

VII.D.6. Objectifs de la régulation

Le choix des objectifs de régulation utilisés pour évaluer la performance des scénarios de régulation s'est basé essentiellement sur une interprétation des recommandations faites par l'OCSAN à ses pays membres. Priorité a été donnée à la conservation, puis à la maximisation de l'exploitation et enfin à la stabilité des prélèvements. Bien que ces objectifs soient relativement courants (Punt *et al.*, 2014), il est important de s'assurer qu'ils sont cohérents avec les attendus des acteurs de la régulation des pêcheries. Dans le cas de la pêche récréative du saumon en Bretagne, l'objectif prioritaire de conservation ne fait aucun doute, ne serait-ce que parce qu'il s'impose à la France en tant que membre de l'OCSAN. Les objectifs d'exploitation sont plus sujets à débat, même si une première présentation aux membres du COGEPOMI Bretagne n'a pas soulevé de discussion particulière. La maximisation et la stabilité des prélèvements sont généralement importantes pour les pêcheries commerciales qui tirent une rente de leur activité, mais ne sont pas forcément autant recherchées par les pêcheries récréatives (Cooke *et al.*, 2015). Ces dernières se caractérisent souvent par la diversité et la complexité de leurs objectifs (Lorenzen *et al.*, 2016). Parmi eux pourraient figurer par exemple, le maintien de fortes opportunités de captures (prélevées ou relâchées ; Lorenzen *et al.*, 2016) ou le respect d'une équité entre pêcheurs relativement à ces opportunités. Ces nouveaux objectifs pourraient être ajoutés à l'EMC et venir modifier les performances des scénarios de régulation. Bien qu'il serait souhaitable que puisse apparaître un tel élargissement de l'analyse, il ne doit pas faire oublier qu'il aurait aussi pour effet d'en augmenter la complexité et d'en diminuer la lisibilité.

VII.D.7. Indicateurs de performance

Pour faciliter l'évaluation des scénarios de régulation, un seul indicateur de performance a été associé à chaque objectif. D'autres indicateurs auraient pu être utilisés. Pour la maximisation de l'exploitation, des quantiles de la distribution des prélèvements (e.g. médiane, premier ou dernier décile) pourraient être envisagés pour remplacer ou compléter la moyenne par une vision en fréquence reflétant l'aversion ou la préférence pour des niveaux de prélèvements plus extrêmes. Il en va de même pour la stabilité des prélèvements. Le CV procure une mesure de variabilité relative qui permet de raisonner indépendamment de la taille du prélèvement moyen, mais il pourrait également être remplacé par une mesure plus directe (e.g. écart-type) ou par l'étendue d'un intervalle inter-quantiles. La sensibilité des résultats de l'EMC à ces choix reste à évaluer. Dans notre cas d'étude, un accord des acteurs du COGEPOMI Bretagne sur les indicateurs de performance, que ce soit ceux présentés dans ce travail ou d'autres jugés plus pertinents, pourrait également être recherché. Il n'est cependant pas certain qu'il soit aisé pour eux de se forger une opinion sur ces aspects plutôt techniques.

Pour l'objectif de conservation, l'indicateur de performance choisi se base sur la définition de la conservation mais n'utilise pas la LC tel que présentée au chapitre VI. Cette dernière sert pourtant très fréquemment pour déterminer le statut de conservation des stocks halieutiques, et tout particulièrement ceux du saumon atlantique (White *et al.*, 2016 ; NASCO, 2019g ; NASCO, 2019i ; NASCO, 2019h ; Grilli & Curtis, 2020). La LC est un point de référence biologique de type « minimum biologically acceptable level » (MBAL) défini comme un niveau de stock en dessous duquel la probabilité de faible recrutement augmente quand le stock diminue (Serchuk & Grainger, 1992). L'utilisation de la LC peut se justifier si l'on ne dispose pas de mesure directe du recrutement. Dans ce cas, en dépassant chaque année la LC, on s'assure que le risque de faible recrutement reste modéré, inférieur à 25% dans notre cas. Mais il n'est pas nécessaire de dépasser la LC tous les ans pour que le risque de faible recrutement reste inférieur ou égal à 25%. En conséquence, une évaluation du statut de conservation fondée sur l'assurance d'avoir chaque année un niveau du stock reproducteur supérieur à la LC pêche par excès de prudence. Sous réserve de disposer de mesures du recrutement, comme c'est le cas pour les populations bretonnes de saumon, une évaluation du respect de la conservation fondée directement sur ces dernières apparaît donc plus pertinente.

L'abondance du stock reproducteur est pour la très grande majorité des populations de saumon bretonnes estimée principalement avec les données de prélèvement par pêche (*cf.* chapitre II). Un avantage supplémentaire et non négligeable de l'évaluation de la conservation par le biais du recrutement est qu'elle repose sur des données collectées indépendamment

des pêcheries, et donc non sujettes aux erreurs et biais d'observation potentiels inhérents à ces dernières. Les IA de tacons 0+ résultent de l'effort d'échantillonnage mené conjointement par INRAE, l'OFB et les fédérations de pêche bretonnes depuis le début des années 90. Leur utilisation participe donc à l'intégration des organisations représentatives des pêcheurs dans le processus général d'évaluation (Lorenzen *et al.*, 2016). Aujourd'hui, ces données constituent déjà la principale source d'information sur la base de laquelle le COGEPOMI Bretagne établit des mesures de régulation. Tous les 3 ans, les TAC sont réajustés en fonction des IA de tacons 0+ collectés sur chaque rivière. Sur le Yar, la pêche a été fermée depuis 2016 à cause d'IA trop faibles. L'évaluation de la conservation sur la base des données de recrutements offre donc une certaine continuité entre l'approche proposée dans le cadre de cette thèse et le système de régulation actuel et facilite ainsi à nouveau l'appropriation par les acteurs.

VII.D.8. Valeurs de référence

Seule une valeur de référence absolue a été définie, 25 % pour le risque de faible recrutement. La détermination de cette valeur découle d'un échange entre des « experts scientifiques » et les membres du COGEPOMI Bretagne. Pour les indicateurs d'exploitation, seules ont été utilisées des valeurs de référence relatives, susceptibles de varier en fonction des rivières et des situations analysées. D'autres valeurs relatives basées par exemple sur des références historiques (médiane sur les 10 dernières années) auraient pu être utilisées (Peeters *et al.*, 2004). Le choix des valeurs de référence est très subjectif et c'est donc une composante essentielle de l'EMC qui devra être discutée avec les membres du COGEPOMI des cours d'eau bretons. Quelle que soit leur nature (*i.e.* absolue ou relative), il est important de redéfinir régulièrement les valeurs de référence car elles représentent les attentes d'acteurs particuliers à un instant donné, et sont donc susceptibles d'évoluer dans le temps (Bouleau, 2012).

VII.D.9. La méthode de l'arbre de décision

L'arbre de décision est une méthode particulièrement adaptée dans un contexte de co-construction de l'EMC. Avec cette méthode, l'évaluation est produite à partir de règles de décision linguistiques de type « si... alors ...» qui sont aisément compréhensibles par l'ensemble des acteurs (Cinelli *et al.*, 2014). Cela facilite leur participation au processus de co-construction. D'autres approches existent, dont celles basées sur la théorie de la décision avec usage de fonctions d'utilité (Berger, 1985). Séduisante en théorie, il existe très peu d'exemples d'utilisation à des fins opérationnelle et pratique de ce type d'approche en matière

de régulation des pêcheries (Punt *et al.*, 2014). Outre la difficulté à les partager avec des acteurs ne disposant d'une formation préalable à ces concepts et méthodes, une des principales limites de cette approche est qu'elle se fonde sur l'hypothèse de complète rationalité des choix de préférences des individus et de leurs fonctions d'utilité. Cela revient à ignorer l'un des fondements de l'EMC : la complexité de la pensée humaine (Schärlig, 1985).

L'arbre de décision est une méthode d'EMC très flexible. Elle offre la possibilité d'intégrer des indicateurs qualitatifs (Sadok *et al.*, 2008). Cette caractéristique est particulièrement intéressante pour certains objectifs pour lesquels la performance est difficilement quantifiable, comme le libre accès à la ressource par exemple. Elle permet d'introduire de la non-compensation entre différents objectifs évalués, *i.e.* le fait de ne pas pouvoir compenser des mauvais résultats au regard d'un objectif par des bons résultats sur un autre (Lairez *et al.*, 2015). La non-compensation est particulièrement adaptée à l'EMC présentée dans ce travail où la conservation est définie comme un critère non compensatoire, car c'est une condition nécessaire à l'exploitation. Néanmoins, cette logique de non-compensation a été appliquée à tous les objectifs de l'évaluation alors que des compensations aurait pu être intégrées entre objectifs d'exploitation. Par exemple, une mauvaise performance en matière de maximisation des prélèvements de castillons pourrait être compensée par une très bonne stabilité des prélèvements de saumons de printemps. En outre, pour chaque indicateur d'exploitation, seuls deux classes ont été définies : « bon » si l'indicateur de performance est supérieur à la médiane et « mauvais » sinon. Une classe intermédiaire aurait aussi pu être introduite pour nuancer l'évaluation des performances.

L'arbre de décision construit dans ce travail est de type booléen car il attribue une classe en fonction de la valeur d'un indicateur de performance. Ce type d'arbre est sujet à d'importants effets de seuil (Lairez *et al.*, 2015) : pour un même indicateur, deux valeurs proches mais situées de part et d'autre de la valeur de référence seront classées dans deux catégories différentes alors que leurs performances sont équivalentes. La méthode dite des sous-ensembles flous est une option pour se prémunir contre ces effets (Bellman & Zadeh, 1970). Elle permet de traiter de manière plus graduelle les cas intermédiaires où la performance n'est ni tout à fait « bonne » ni tout à fait « mauvaise » en ne définissant plus des classes mais des scores qui dépendent des valeurs prises par les indicateurs (voir chapitre 3, section 2.3 de Lairez *et al.*, 2015).

VII.D.10. Elargir le périmètre de l'EMC

Dans les conditions actuelles (ou passées récentes) d'exercice de la pêche récréative du saumon en Bretagne ; cette dernière exerce une faible pression sur les populations. Ainsi, les

gains en matière de conservation que l'on peut obtenir en régulant les pêcheries récréatives sont faibles. Ceci est bien illustré dans le cas du Leff, dont le statut de conservation est le plus préoccupant parmi les 5 populations considérées dans ce chapitre. L'arrêt de tout prélèvement sur cette rivière ne réduirait le risque de faible recrutement que de 3% (39% contre 42% aujourd'hui) tout en restant très éloigné de la valeur de référence de 25% (figure VII.4). Autrement dit, actuellement la pêche récréative ne constitue pas une menace substantielle pour la conservation du saumon en Bretagne. Ce constat coïncide avec ce que l'on observe à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce. Historiquement, les niveaux d'exploitation du saumon atlantique ont été très importants et la surexploitation a constitué une menace importante pour l'espèce néanmoins, cette menace semble avoir été considérablement réduite (Forseth *et al.*, 2017). A titre d'exemple, entre 1975 et 2019 les prélèvements sur l'ensemble de l'aire de répartition sont passés de 12000 tonnes à moins de 1000 tonnes (ICES, 2020b). Cette diminution est la conséquence à la fois du déclin généralisé des abondances de saumon (Chaput, 2012 ; ICES, 2020b) et de politiques très restrictives en matière de régulation des pêcheries depuis la création de l'OCSAN en 1983. Sous l'impulsion de l'OCSAN, les états membres ont fermé la majeure partie des pêcheries commerciales opérant en mer sur stocks mélangés (Hindar *et al.*, 2010 ; Bowlby *et al.*, 2014 ; Olmos *et al.*, 2019 ; Grilli & Curtis, 2020). Les pêcheries récréatives opérant en rivière ont aussi fait l'objet de mesures de régulation restrictives. Dans la plupart des provinces de la façade atlantique du Canada, les captures de saumons de printemps réalisées par les pêcheurs récréatifs doivent être relâchées et les prélèvements de castillons sont limités (Tufts *et al.*, 2015). Dans la région du « Southern Upland » des provinces Maritimes canadiennes, toutes les pêcheries récréatives en milieu continental ont été fermées (Bowlby *et al.*, 2014). Au Royaume-Uni, en Irlande et en Norvège, le respect des LC est évalué chaque année pour toutes les rivières colonisées par le saumon atlantique et les prélèvements ne sont autorisés que si les LC sont régulièrement dépassées (Forseth *et al.*, 2013 ; White *et al.*, 2016 ; NASCO, 2019g ; NASCO, 2019h ; NASCO, 2019i ; Grilli & Curtis, 2020).

La conservation des populations de saumon atlantique est un objectif qui dépasse le cadre de la régulation des pêcheries. Ces dernières sont dépendantes de l'écosystème dans lequel elle s'intègre et au sein de celui-ci, il existe une multitude d'activités anthropiques autres que la pêche qui peuvent menacer leur conservation et qui devraient être régulées ou au moins considérées dans la gestion d'une espèce (Andrew *et al.*, 2007). Son aire de répartition présentant un chevauchement spatial important avec des zones où les densités de populations humaines sont élevées, le saumon atlantique est vulnérable à une grande diversité de pressions anthropiques (Parrish *et al.*, 1998 ; Chaput, 2012). Parmi les activités humaines qui peuvent menacer l'espèce, on retrouve la pêche, l'agriculture, l'aquaculture, la sylviculture,

l'exploitation minière, l'industrie, la construction d'infrastructures, le tourisme et bien d'autres encore. Cette liste, non exhaustive, met en évidence la diversité des activités humaines qu'ils seraient souhaitables de réguler pour la conservation du saumon (Cowx *et al.*, 2010). Elles peuvent être rattachées en 5 catégories de menaces : biologique, rétention des eaux courantes, détérioration de la qualité de l'eau, altération et fragmentation des habitats et surexploitation (Richter *et al.*, 1997 ; Cowx, 2002b ; Cowx, 2002a).

Une même activité peut contribuer à plusieurs menaces pour la conservation du saumon atlantique. Dans le cas de l'aquaculture de saumon par exemple, une des menaces potentiellement importante est l'échappement d'individus issus d'élevages susceptibles de se reproduire avec des congénères sauvages (Forseth *et al.*, 2017). Ces croisements sont source d'introgression des génomes d'élevages dans les génomes sauvages, ce qui a pour effet de diminuer la production de smolts (Fleming *et al.*, 2000) et la survie en mer (McGinnity *et al.*, 2009) des populations introgressées. L'aquaculture intensive a aussi favorisé le développement de parasites comme le poux de mer (Finstad *et al.*, 2010 ; Thorstad *et al.*, 2015) et a introduit de nouveaux pathogènes dans le milieu naturel (Peeler *et al.*, 2011). Enfin, elle a un impact sur l'eau car elle peut nécessiter la création de retenues et détériorer sa qualité via les rejets et effluents qu'elle génère. Selon les régions, les menaces liées aux activités peuvent être différentes et avoir des effets plus ou moins importants sur la conservation des populations. En Norvège, en Irlande et en Ecosse, les menaces liées à l'aquaculture de saumon sont multiples et leurs effets sur la conservation des populations sauvages sont majeures contrairement à la Bretagne où elle est très peu développée (Krkošek *et al.*, 2013). Ce contexte et les résultats de l'EMC présentée dans cette thèse, plaident pour s'orienter vers une gestion plus écosystémique du saumon atlantique en Bretagne afin de tenir compte de la multiplicité des menaces qui pèsent sur sa conservation (Cowx, 1998 ; Link, 2002 ; Cowx & Arlinghaus, 2008). A cette fin, le périmètre de l'EMC pourrait être élargi à d'autres activités humaines impactant l'espèce. La démarche de co-construction mise en œuvre pour la pêche récréative serait particulièrement adaptée à l'intégration de nouveaux acteurs. Elle favoriserait l'émergence de compromis entre des objectifs contradictoires poursuivis par les différents acteurs (Cowx *et al.*, 2010), renforcerait l'adhésion au futur système de gestion (Rey-Valette *et al.*, 2011) et favoriserait *in fine* le respect des mesures de régulation qui en découleraient (Punt *et al.*, 2014 ; Lorenzen *et al.*, 2016). Cet élargissement du périmètre de l'évaluation nécessiterait un état des lieux et un suivi des différentes activités et des menaces qu'elles constituent pour la conservation du saumon atlantique en Bretagne. Leur quantification par le biais de données déjà existantes ou nouvelles permettrait de prioriser les actions de conservation à mettre en œuvre compte tenu des moyens financiers dont les gestionnaires disposent (Walsh *et al.*, 2020).

Conclusion générale

Chapitre VIII : Conclusion générale et perspectives

VIII.A. Objectifs et méthodes

L'objectif de ce projet de thèse était d'évaluer les performances en matière de conservation et d'exploitation de différents scénarios de régulation des pêcheries récréatives de saumon atlantique en Bretagne. Les trois contraintes majeures pour cette évaluation étaient (i) de tenir compte des spécificités de chaque population exploitée, (ii) d'intégrer l'incertitude (*i.e.* relative à la connaissance des dynamiques démographiques, de l'exploitation et de la mise en œuvre de la régulation) de façon aussi complète que possible (iii) et de faciliter et alimenter le dialogue avec et entre les acteurs de la gestion pour éclairer leur prise de décision. A l'issue de cette thèse, on dispose d'une méthodologie complète et cohérente qui a permis de répondre à l'objectif initial en respectant les principales contraintes identifiées.

La démarche de modélisation statistique entreprise valorise l'ensemble de données très diverses collectées depuis la fin des années 80 sur chacune des 18 populations étudiées. Elle a permis d'estimer des séries chronologiques d'abondance de stocks (*cf.* chapitre I) et de recrutements (*cf.* chapitre II), qui elles-mêmes ont servi à ajuster un modèle général de renouvellement des générations (*cf.* chapitres III et IV) qui tient compte des spécificités de chaque population. Grâce à ce dernier, des projections ont pu être produites pour chaque population selon des intensités d'exploitation et sous des scénarios de régulation variés (*cf.* chapitre VI). Ces simulations intègrent 4 sources d'incertitudes : erreurs aléatoires d'observation, de processus, d'estimation et de mise en œuvre de la régulation. Le cadre statistique bayésien (Gelman *et al.*, 2013) utilisé, en se basant sur le raisonnement probabiliste conditionnel (Parent & Bernier, 2007), a facilité leur combinaison pour offrir une évaluation intégrée de l'incertitude conditionnellement aux données d'observation disponibles.

Pour évaluer les performances des scénarios testés, il a tout d'abord fallu procéder à une redéfinition de la notion de conservation pour les populations de saumon afin de clarifier son évaluation par la suite (*cf.* chapitre VI). Une méthode d'EMC de type arbre de décision a été choisie car elle repose sur des règles décision linguistiques de type « si...alors... » qui facilitent son appropriation par les acteurs de la gestion. Elle permet d'obtenir un sous-ensemble de scénarios les plus performants qui laisse une latitude aux acteurs de la gestion dans le choix final qu'ils auront à opérer. Enfin, la robustesse de ce sous-ensemble vis-à-vis de différentes situations d'intensification d'exploitation et d'erreurs d'implémentation a été analysée.

A la fois dans son ensemble et à chacune de ses étapes, ce travail de thèse, mené à l'échelle d'un ensemble régional tel que la Bretagne, constitue une première en France et plus largement pour le saumon atlantique au travers de son aire de répartition. Il pourrait être étendu à d'autres entités spatiales. Bien que le terreau breton soit fertile à l'élaboration d'une telle approche, notamment grâce à la proximité entre les acteurs de la gestion et les « experts scientifiques », les données utilisées dans le cadre de cette thèse sont disponibles dans d'autres de juridictions et les méthodes de modélisation et d'évaluation développées ici peuvent s'appliquer et s'ajuster à des contextes différents.

VIII.B. Principaux résultats

Aucun patron temporel particulier n'a été observé sur les séries chronologiques d'abondance : les abondances oscillent autour d'une valeur moyenne propre à chaque rivière sans tendance particulière. Ce résultat va à l'encontre du patron général de déclin des populations observées sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (Chaput, 2012 ; Olmos *et al.*, 2019 ; ICES, 2020b). La différence entre le patron observé en Bretagne et sur le reste de l'aire de répartition de l'espèce est discuté (*cf.* chapitre II). Sur la période étudiée, la dynamique de renouvellement des populations est relativement stationnaire. Néanmoins, on observe une différence marquée des niveaux de survie selon les rivières, certaines rivières présentant de meilleures survies que d'autres selon la phase du cycle biologique étudiée.

Une nouvelle définition simple et claire de la conservation a été proposée : éviter les faibles recrutements. Cette définition a été adoptée au cours de la thèse par les acteurs du COGEPOMI et a permis de redéfinir les LC. Elles sont maintenant définies comme le niveau de stock qui permet de limiter à 25% le risque de produire moins que la moitié de la capacité d'accueil. Ces nouvelles LC ont une propriété particulièrement intéressante pour la gestion que n'avaient pas les anciennes : leur valeur ne diminue pas lorsque le degré de résilience des populations diminue.

L'évaluation des performances de différentes alternatives au système de régulation actuel a permis de mettre en évidence que pour au moins une rivière bretonne, le Leff, la conservation n'était pas respectée, même en l'absence de prélèvement par la pêche. Pour les autres populations considérées, dans les conditions actuelles d'exploitation et de mise en œuvre de la régulation, la pêche récréative est compatible avec leur conservation. Parmi les scénarios les plus performants retenus *in fine*, ceux à prélèvement fixe prédominent très largement. D'après notre évaluation, la préconisation faite par l'OCSAN de réguler les pêcheries à l'aide d'une RCE à échappement fixe ne serait performante que sous l'hypothèse d'une intensification de l'exploitation et/ou d'amplification d'erreurs d'implémentation dissymétriques.

Surveiller ou maîtriser l'évolution de ces deux facteurs au cours du temps est crucial pour la gestion des populations de saumon en Bretagne et la coopération entre scientifiques et acteurs de la gestion dans ces domaines est donc toujours aussi nécessaire.

VIII.C. Limites et perspectives

Le modèle de renouvellement des populations construit ne constitue qu'une représentation simplifiée de la complexité des processus naturels sous-jacents. De nombreux phénomènes écologiques et environnementaux n'y sont pas intégrés bien qu'ils puissent avoir un impact important sur la dynamique des populations et donc sur la régulation des pêcheries. Un mécanisme écologique qui est particulièrement étudié chez le saumon atlantique est la dispersion ; à l'origine d'échange d'individus entre les populations. Entre 3 et 6% des individus ne se reproduiraient pas dans leur rivière d'origine (Hansen *et al.*, 1993 ; Jonsson *et al.*, 2003 ; Thorstad *et al.*, 2010). Ce pourcentage est relativement faible mais peut avoir des conséquences importantes. Dans le cas d'échange entre deux populations de tailles très différentes, quelques pourcents d'individus provenant de la population la plus grande qui dispersent vers la plus petite peuvent significativement impacter la dynamique de cette dernière. Intégrer ces mécanismes de dispersion dans le modèle de renouvellement pourrait donc offrir de nouvelles perspectives de régulation aux membres du COGEPOMI.

Parmi les 5 sources d'incertitudes décrites dans l'introduction générale, l'incertitude de modèle est la seule qui n'a pas été prise en compte. Elle est néanmoins considérée par certains auteurs comme la source principale d'incertitude dans le domaine des statistiques appliquées à l'écologie (Schnute & Richards, 2001 ; Regan *et al.*, 2002). Pour son intégration, des approches d'inférences multi-modèles sont généralement utilisées ; approches qui moyennent plusieurs versions de modèles en les pondérant selon un ou plusieurs critères. Cette approche est conceptuellement attractive, mais elle est difficile à mettre en œuvre en pratique dans un cas comme celui traité dans cette thèse compte tenu (i) du nombre important de versions pouvant être élaborées et (ii) des temps de calcul nécessaire pour produire de telles inférences, sans oublier le fait que (iii) le choix du critère de pondération est aussi sujet à débat et discussion (Gelman & Rubin, 1995 ; Tenan *et al.*, 2014 ; Ver Hoef & Boveng, 2015).

La démarche de co-construction entreprise entre les membres du COGEPOMI et les « experts scientifiques » n'en ait qu'à ses débuts. A ce jour, les acteurs ont été principalement associés à l'élaboration de la nouvelle définition de la conservation et des LC qui en découlent. Le projet RENOSAUM dans lequel s'intègre cette thèse prévoit d'étendre cette approche participative à l'ensemble des étapes de l'évaluation de scénarios de régulation de l'exploitation. L'objectif est que les gestionnaires puissent s'approprier et contribuer aux différentes composantes de

l'évaluation s'ils le souhaitent, pour qu'elle soit plus transparente et conforme à leurs attentes, tout s'assurant qu'elle respecte les directives de l'OCSAN (NASCO, 2009). Cette volonté se matérialise notamment dans le résultat final de l'évaluation : un sous-ensemble de scénarios de régulation qui à la fois guide les gestionnaires tout en leur laissant des latitudes pour décider de celui ou ceux qu'ils retiendront pour mise en application. Cette décision ultime pourra être éclairée en modélisant explicitement les mesures concrètes de régulation associées. Des considérations de neutralité en matière de sélection par la pêche (e.g. en équilibrant les taux d'exploitation entre saumons de printemps et castillons) pourraient également être intégrées pour éviter que cette dernière soit une force poussant à des phénomènes évolutifs non désirés pouvant fragiliser les populations.

La conservation des populations de saumon atlantique est un objectif qui dépasse le cadre de la régulation des pêcheries. Ce projet de thèse montre d'ailleurs qu'actuellement, la pêche récréative n'est pas de ce point de vue une menace substantielle pour le saumon en Bretagne. Les populations sont dépendantes des écosystèmes dans lesquels elles s'intègrent et au sein de ceux-ci, il existe une multitude d'activités anthropiques autres que la pêche qui peuvent menacer leur conservation et qui devraient être régulées ou au moins considérées dans la gestion d'une espèce (Andrew *et al.*, 2007). Ceci plaide pour s'orienter vers une gestion plus écosystémique du saumon atlantique en Bretagne (Parrish *et al.*, 1998 ; Forseth *et al.*, 2017). A cette fin, le périmètre de l'EMC pourrait être élargi à d'autres activités humaines impactant l'espèce. Cet élargissement du périmètre de l'évaluation nécessiterait un état des lieux et un suivi des différentes activités et menaces associées qui pèsent sur la conservation du saumon atlantique. Leur quantification par le biais de données déjà existantes ou nouvelles permettrait de prioriser les actions à mettre en œuvre compte tenu des moyens et leviers dont les gestionnaires disposent (Walsh *et al.*, 2020). Pour des menaces plus inéluctables (au moins à moyen terme) telles que le changement climatique, la principale voie pour la gestion des populations est de favoriser l'adaptation des populations (Todd *et al.*, 2010). Le maintien des capacités d'adaptation est d'autant plus important pour les populations des régions situées en limite sud de l'aire de répartition de l'espèce comme les populations bretonnes car elles sont les plus exposées aux effets délétères de ces changements (Verspoor, 2007 ; Todd *et al.*, 2010).

Références

REFERENCES

Acolas, M., Lambert, P., 2016. Life Histories of Anadromous Fishes. *An introduction to Fish Migration*. CRC Press, Florida, USA.

Allen, K. R., 1973. The influence of random fluctuations in the stock recruitment relationship on the economic return from salmon fisheries. *Rapports et proces-verbaux des reunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 164, 350-359.

Anderson, L. G., 1989. Enforcement Issues in Selecting Fisheries Management Policy. *Marine Resource Economics*, 6, 3 : 261-277. DOI : 10.1086/mre.6.3.42871974.

Anderson, S. C., Branch, T. A., Cooper, A. B., Dulvy, N. K., 2017. Black-swan events in animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 12 : 3252-3257. DOI : 10.1073/pnas.1611525114.

Andrew, N. L., Béné, C., Hall, S. J., Allison, E. H., Heck, S., Ratner, B. D., 2007. Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries*, 8, 3 : 227-240. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00252.x>.

Annandale, D., Lantzke, R., 2000. Making good decisions: a guide to using decision aiding techniques in waste facility siting. *Institute for Environmental Science, Murdoch University*, 20-28.

Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B. M., Cooke, S. J., Cowx, I. G., 2016. Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. *Freshwater fisheries ecology*, 1, 557-579.

Armstrong, J. D., McKelvey, S., Smith, G. W., Rycroft, P., Fryer, R. J., 2018. Effects of individual variation in length, condition and run-time on return rates of wild-reared Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology*, 92, 3 : 569-578. DOI : 10.1111/jfb.13548.

Arreguin-Sanchez, F., 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6, 2 : 221-242. DOI : 10.1007/BF00182344.

Arukwe, A., Goksøyr, A., 1998. Xenobiotics, xenoestrogens and reproduction disturbances in fish. *Sarsia*, 83, 3 : 225-241. DOI : 10.1080/00364827.1998.10413684.

Bagliniere, J. L., Arribe-Moutounet, D., 1985. Microrépartition des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) de juvenile de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et des autres espèces présentes dans la partie haute du Scorff (Bretagne). *Hydrobiologia*, 120, 3 : 229-239. DOI : 10.1007/BF00045166.

Bagliniere, J. L., Champigneulle, A., 1982. Densité des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) et de juveniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) sur le cours principal du Scorff (Bretagne): preferendums physiques et variations annuelles (1976-1980). *Acta oecologica : oecologia applicata*, 3, 3 : 241-256.

Baglinière, J.-L., Champigneulle, A., 1986. Population estimates of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, as indices of smolt production in the R. Scorff, Brittany. *Journal of Fish Biology*, 29, 4 : 467-482. DOI : 10.1111/j.1095-8649.1986.tb04962.x.

Bal, G., Rivot, E., Baglinière, J.-L., White, J., Prévost, E., 2014. A Hierarchical Bayesian Model to Quantify Uncertainty of Stream Water Temperature Forecasts. *PLOS ONE*, 9, 12 : e115659. DOI : 10.1371/journal.pone.0115659.

- Barrowman, N. J., Myers, R. A., Hilborn, R., Kehler, D. G., Field, C. A., 2003. The variability among populations of coho salmon in the maximum reproductive rate and depensation. *Ecological Applications*, 13, 3 : 784–793.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., Clark, C. W., 2007. Current Problems in the Management of Marine Fisheries. *Science*, 316, 5832 : 1713-1716. DOI : 10.1126/science.1137362.
- Bellman, R. E., Zadeh, L. A., 1970. Decision-Making in a Fuzzy Environment. *Management Science*, 17, 4 : B-141-B-164. DOI : 10.1287/mnsc.17.4.B141.
- Berger, J. O., 1985. Utility and Loss. In Berger, J. O. (dir.). *Statistical Decision Theory and Bayesian Analysis*. Springer Series in Statistics. Springer, New York, NY. DOI : 10.1007/978-1-4757-4286-2_2.
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R. J., Love, M. S., 2004. Fisheries Sustainability via Protection of Age Structure and Spatial Distribution of Fish Populations. *Fisheries*, 29, 8 : 23-32. DOI : 10.1577/1548-8446(2004)29[23:FSVPOA]2.0.CO;2.
- Beverton, R. J. H., Holt, S. J., 1957. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Fish & Fisheries Series. Springer Science & Business Media. DOI : 10.1007/978-94-011-2106-4.
- Bockstaller, C., Cariolle, M., Galan, M.-B., Guichard, L., Leclercq, C., Morin, A., Surleau-Chambenoit, C., 2013. Evaluation agri-environnementale et choix des indicateurs : acquis, enjeux et pistes. *Innovations Agronomiques*, 31, 1-14.
- Bohlin, T., Heggbert, T. G., Strange, C., 1990. Electric fishing for sampling and stock assessment. *Fishing with electricity*. Fishing News Books. Oxford.
- Borgstrøm, R., Opdahl, J., Svenning, M.-A., Länsman, M., Orell, P., Niemelä, E., Erkinaro, J., Dempson, J. B., 2010. Temporal changes in ascendance and in-season exploitation of Atlantic salmon, *Salmo salar*, inferred by a video camera array. *Fisheries Management and Ecology*, 17, 5 : 454-463. DOI : 10.1111/j.1365-2400.2010.00744.x.
- Bouleau, G., 2012. Ce que nous apprend l'histoire des indicateurs environnementaux. *Revue Forestière Française*, 5 : 645-652.
- Bowlby, H. D., Horsman, T., Mitchell, S. C., Gibson, A. J. F., 2014. Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Habitat Requirements and Availability, Threats to Populations, and Feasibility of Habitat Restoration. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006*, vi + 155p.
- Brun, M., 2011. Un modèle de la dynamique de renouvellement de la population. *Aide à la décision pour la conservation des populations de saumon atlantique (Salmo salar L.)*. Pau.
- Brun, M., Abraham, C., Jarry, M., Dumas, J., Lange, F., Prévost, E., 2011. Estimating an homogeneous series of a population abundance indicator despite changes in data collection procedure: A hierarchical Bayesian modelling approach. *Ecological Modelling*, 222, 5 : 1069-1079. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2010.10.030.
- Buoro, M., Prévost, E., Gimenez, O., 2010. Investigating Evolutionary Trade-Offs in Wild Populations of Atlantic Salmon (*salmo Salar*): Incorporating Detection Probabilities and Individual Heterogeneity. *Evolution*, 64, 9 : 2629-2642. DOI : 10.1111/j.1558-5646.2010.01029.x.

- Buoro, M., Servanty Royer, S., Beaulaton, L., Prévost, E., 2019. *Estimation and standardisation of Atlantic salmon abundance time series on DiaPFC ORE rivers*. Zenodo. DOI : 10.5281/ZENODO.3275148.
- Caddy, J. F., Mahon, R., 1995. Reference points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper*, 347 : 83.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1, 5 : e1400253. DOI : 10.1126/sciadv.1400253.
- Chaput, G., 2012. Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science*, 69, 9 : 1538-1548. DOI : 10.1093/icesjms/fss013.
- Chaput, G., 2015. Considerations for defining reference points for Atlantic Salmon that conform to the Precautionary Approach. *DFO Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS) Research Document*, 2015/074, 49.
- Chaput, G., Carr, J., Daniels, J., Tinker, S., Jonsen, I., Whoriskey, F., 2019. Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt and early post-smolt migration and survival inferred from multi-year and multi-stock acoustic telemetry studies in the Gulf of St. Lawrence, northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 76, 4 : 1107-1121. DOI : 10.1093/icesjms/fsy156.
- Chaput, G., Prévost, E., Dempson, J. B., Dionne, M., Jones, R., Levy, A., Robertson, M., Veinott, G., 2015. Hierarchical Bayesian modelling of Atlantic salmon egg to smolt time series from monitored rivers of Eastern Canada to define and transport reference points. Research Report. Department of Fisheries and Oceans Canada.
- Christensen, V., Guénette, S., Heymans, J. J., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries*, 4, 1 : 1-24. DOI : 10.1046/j.1467-2979.2003.00103.x.
- Cinelli, M., Coles, S. R., Kirwan, K., 2014. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, 46, 138-148. DOI : 10.1016/j.ecolind.2014.06.011.
- Clark, J. S., 2003. Uncertainty and Variability in Demography and Population Growth: A Hierarchical Approach. *Ecology*, 84, 6 : 1370-1381. DOI : 10.1890/0012-9658(2003)084[1370:UAVIDA]2.0.CO;2.
- Clark, J. S., Bjørnstad, O. N., 2004. Population time series: process variability, observation errors, missing values, lags and hidden states. *Ecology*, 85, 11 : 3140-3150. DOI : 10.1890/03-0520.
- Clarke, A. D., Purvis, W. K., Mee, D., 1990. Use of telemetric tracking to examine environmental influences on catch/effort indices. A case study of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in the river Tywi, South Wales. Research Report. National River Authority Wales, Cardiff, Wales.
- Congdon, P., 2014. *Applied Bayesian Modelling*. John Wiley & Sons.
- Conover, D. O., 2007. Nets versus nature. *Nature*, 450, 7167 : 179-180. DOI : 10.1038/450179a.

Consuegra, S., de Leaniz, C. G., Serdio, A., Verspoor, E., 2005. Selective exploitation of early running fish may induce genetic and phenotypic changes in Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, 67, s1 : 129-145. DOI : 10.1111/j.0022-1112.2005.00844.x.

Cooke, S., Arlinghaus, R., Johnson, B., Cowx, I., 2015. Recreational fisheries in inland waters. *Freshwater fisheries ecology*. Wiley, Chichester. DOI : 10.1002/9781118394380.ch36.

Cooke, S. J., Arlinghaus, R., Bartley, D. M., Beard, T. D., Cowx, I. G., Essington, T. E., Jensen, O. P., Lynch, A., Taylor, W. W., Watson, R., 2014. Where the waters meet: sharing ideas and experiences between inland and marine realms to promote sustainable fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71, 10 : 1593-1601. DOI : 10.1139/cjfas-2014-0176.

Coulson, M., 2013. Report on genetic tool development for distinguishing farmed vs wild fish in Scotland. Managing Interactions Aquaculture Project 2011/12. Rivers and Fisheries Trusts of Scotland.

Cowx, I. G., 2002a. Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. *Conservation of Freshwater Fish: Options for the Future*. Oxford: Blackwell Science.

2002b. Recreational fishing. *The fisheries Handbook*. Oxford: Blackwell Science.

Cowx, I. G., Arlinghaus, R., 2008. Recreational Fisheries in the Twenty-First Century: Towards a Code of Conduct. *Global Challenges in Recreational Fisheries*. John Wiley & Sons, Ltd. DOI : 10.1002/9780470697597.ch17.

Cowx, I. G., Arlinghaus, R., Cooke, S. J., 2010. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. *Journal of Fish Biology*, 76, 9 : 2194-2215. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02686.x>.

Cowx, I. G. (Hull U. (United K. I. F. I.)), 1998. Aquatic resource planning for resolution of fisheries management issues. *Recreational Fisheries: Social, Economic and Management Aspects*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.

Cröze, O., Bau, F., Delmouly, L., 2008. Efficiency of a fish lift for returning Atlantic salmon at a large-scale hydroelectric complex in France. *Fisheries Management and Ecology*, 15, 5-6 : 467-476. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00628.x>.

Crozier, W. W., Kennedy, G. J. A., 2001. Relationship between freshwater angling catch of Atlantic salmon and stock size in the River Bush, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology*, 58, 1 : 240-247. DOI : 10.1111/j.1095-8649.2001.tb00511.x.

Crozier, W. W., Potter, E. C. E., Prévost, E., Schön, P.-J., O'Maoileidigh, N., 2003. *A coordinated approach towards the development of a scientific basis for management of wild Atlantic salmon in the North-East Atlantic (SALMODEL)*. University of Belfast, Belfast.

Crutzen, P. J., 2006. The "Anthropocene". In Ehlers, E., Krafft, T. (dir.). *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI : 10.1007/3-540-26590-2_3.

Dankel, D. J., Vølstad, J. H., Aanes, S., 2015. Communicating uncertainty in quota advice: a case for confidence interval harvest control rules (CI-HCRs) for fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73, 2 : 309-317. DOI : 10.1139/cjfas-2015-0078.

Dartiguelongue, J., 2017. Contrôle du fonctionnement de la passe à poissons installée à Kerhamon sur la rivière Elorn (Finistère). Suivi de l'activité ichthyologique en 2016. Technical Report. Services et Conseils en Environnement Aquatique.

Dauphin, G., Prevost, E., Adams, C. E., Boylan, P., 2009. A Bayesian approach to estimating Atlantic salmon fry densities using a rapid sampling technique. *Fisheries Management and Ecology*, 16, 5 : 399-408. DOI : 10.1111/j.1365-2400.2009.00682.x.

Davidson, I., Cove, R. J., Milner, N. J., Purvis, W. K., 1996. Estimation of Atlantic salmon (*Salmo salar*, L.) and sea trout (*Salmo trutta*, L.) run size and angling exploitation on the Welsh Dee using mark-recapture and trap indices. *Stock Assessment in Inland Fisheries*. Fishing News Books.

Deroba, J. J., Bence, J. R., 2008. A review of harvest policies: Understanding relative performance of control rules. *Fisheries Research*, 94, 3 : 210-223. DOI : 10.1016/j.fishres.2008.01.003.

DFO, 2009. A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach.

Dieperink, C., Bak, B. D., Pedersen, L.-F., Pedersen, M. I., Pedersen, S., 2002. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *Journal of Fish Biology*, 61, 3 : 848-852. DOI : 10.1111/j.1095-8649.2002.tb00917.x.

DREAL, 2017. Plan de gestion des poissons migrateurs 2018-2023,. Bretagne.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 2 : 163-182. DOI : 10.1017/S1464793105006950.

Elliot, J. M., 2001. The relative role of density-dependence in the stock-recruitment relationship of salmonids. In Prevost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions, Paris.

Erb, J. D., Boyce, M. S., 1999. Distribution of Population Declines in Large Mammals. *Conservation Biology*, 13, 1 : 199-201.

FAO, 1995. Code of conduct on responsible fisheries. Disponible sur <http://www.fao.org/3/v9878e/v9878e00.htm>, consulté le 16/04/2020.

2003. The ecosystem approach of fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, 4, 72.

2020. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. Rome, Italie. DOI : 10.4060/ca9229en.

Feltham, M. J., 1990. The diet of red-breasted mergansers (*Mergus serrator*) during the smolt run in N.E. Scotland: the importance of salmon (*Salmo salar*) smolts and parr. *Journal of Zoology*, 222, 2 : 285-292. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1990.tb05677.x>.

Fenberg, P. B., Roy, K., 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*, 17, 1 : 209-220. DOI : 10.1111/j.1365-294X.2007.03522.x.

- Finstad, B., Bjørn, P. A., Todd, C. D., Whoriskey, F., Gargan, P. G., Forde, G., Revie, C. W., 2010. The Effect of Sea Lice on Atlantic Salmon and other Salmonid Species. *Atlantic Salmon Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd. DOI : 10.1002/9781444327755.ch10.
- Fleming, I. A., 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 6, 379-416.
- Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerød, I. B., Jonsson, B., Balstad, T., Lamberg, A., 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267, 1452 : 1517-1523. DOI : 10.1098/rspb.2000.1173.
- Forseth, T., Barlaup, B. T., Finstad, B., Fiske, P., Gjøsæter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T. A., Rikardsen, A. H., Thorstad, E. B., Vøllestad, L. A., Wennevik, V., 2017. The major threats to Atlantic salmon in Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 6 : 1496-1513. DOI : 10.1093/icesjms/fsx020.
- Forseth, T., Fiske, P., Barlaup, B., Gjøsæter, H., Hindar, K., Diserud, O. H., 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation*, 40, 4 : 356-366. DOI : 10.1017/S0376892913000416.
- Freyhof, J., Brooks, E., 2011. European red list of freshwater fishes. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*, 60.
- Funge-Smith, S., 2018. Review of the state of the world fishery resources: Inland fisheries. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, C942, 399.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A., Villanueva, B., Ferguson, A., Quinn, T. P., 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews*, 82, 2 : 173-211. DOI : 10.1111/j.1469-185X.2006.00004.x.
- Gelman, A., 2006. Prior distributions for variance parameters in hierarchical models (comment on article by Browne and Draper). *Bayesian Analysis*, 1, 3 : 515-534. DOI : 10.1214/06-BA117A.
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., Dunson, D. B., Vehtari, A., Rubin, D. B., 2013. *Bayesian Data Analysis, Third Edition*. CRC Press.
- Gelman, A., Rubin, D., 1995. Avoiding model selection in bayesian social research. *Sociological methodology*, 25, 165-173. DOI : 10.2307/271064.
- Gerber, L. R., Hilborn, R., 2001. Catastrophic events and recovery from low densities in populations of otariids: implications for risk of extinction. *Mammal Review*, 31, 2 : 131-150. DOI : 10.1046/j.1365-2907.2001.00081.x.
- Gerlier, M., Roche, P., 1998. A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia*, 371, 0 : 283-293. DOI : 10.1023/A:1017061608281.
- Getz, W. M., Haight, R. G., 1989. *Population Harvesting: Demographic Models of Fish, Forest, and Animal Resources*. Princeton University Press.

- Glover, K. A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M., Skaala, Ø., 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genetics*, 14, 1 : 74. DOI : 10.1186/1471-2156-14-74.
- Gough, P. J., Winstone, A. J., Hilder, P. G., 1992. A Review of Factors Affecting the Abundance and Catch of Spring Salmon from the River Wye and Elsewhere, and Proposals for Stock Maintenance and Enhancement. Review. National Rivers Authority (Welsh Region), Cardiff, Wales.
- Green, B. S., 2008. Chapter 1 Maternal Effects in Fish Populations. *Advances in Marine Biology*. Academic Press. DOI : 10.1016/S0065-2881(08)00001-1.
- Gregory, S. D., Armstrong, J. D., Britton, J. R., 2018. Is bigger really better? Towards improved models for testing how Atlantic salmon *Salmo salar* smolt size affects marine survival. *Journal of Fish Biology*, 92, 3 : 579-592. DOI : 10.1111/jfb.13550.
- Grilli, G., Curtis, J., 2020. Choice experiment assessment of anglers' salmonid conservation preferences. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63, 5 : 862-882. DOI : 10.1080/09640568.2019.1614816.
- Gueguen, J. C., Prouzet, P., 1994. *Le saumon atlantique: biologie et gestion de la ressource*. Editions Quae.
- Hall, M. A., Alverson, D. L., Metuzals, K. I., 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 1 : 204-219. DOI : 10.1016/S0025-326X(00)00111-9.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319, 5865 : 948-952. DOI : 10.1126/science.1149345.
- Hansen, L. P., Jonsson, N., Jonsson, B., 1993. Oceanic migration in homing Atlantic salmon. *Animal Behaviour*, 45, 5 : 927-941. DOI : 10.1006/anbe.1993.1112.
- Hansen, L. P., Quinn, T. P., 1998. The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, S1 : 104-118. DOI : 10.1139/d98-010.
- Hanson, N., Ounsley, J., Burton, T., Auer, S., Hunt, J. H., Shaw, B., Henderson, J., Middlemas, S. J., 2020. Hierarchical analysis of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) fecundity in relation to body size and developmental traits. *Journal of Fish Biology*, 96, 2 : 316-326. DOI : 10.1111/jfb.14181.
- Harley, S. J., Myers, R. A., Dunn, A., 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 9 : 1760-1772. DOI : 10.1139/cjfas-58-9-1760.
- Harvey, A. C., Tang, Y., Wennevik, V., Skaala, Ø., Glover, K. A., 2017. Timing is everything: Fishing-season placement may represent the most important angling-induced evolutionary pressure on Atlantic salmon populations. *Ecology and Evolution*, 7, 18 : 7490-7502. DOI : 10.1002/ece3.3304.

Hennemuth, R. C., Palmer, J. E., Brown, B. E., 1980. A Statistical Description of Recruitment in Eighteen Selected Fish Stocks. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 1, 101-111. DOI : 10.2960/J.v1.a10.

Hilborn, R., Walters, C. J., 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Springer Science & Business Media.

Hindar, K., Hutchings, J. A., Diserud, O. H., Fiske, P., 2010. Stock, Recruitment and Exploitation. In Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A., Skurdal, J. (dir.). *Atlantic Salmon Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK. DOI : 10.1002/9781444327755.ch12.

Hinfray, N., Palluel, O., Piccini, B., Sanchez, W., Aït-Aïssa, S., Noury, P., Gomez, E., Geraudie, P., Minier, C., Brion, F., Porcher, J.-M., 2010. Endocrine disruption in wild populations of chub (*Leuciscus cephalus*) in contaminated French streams. *Science of The Total Environment*, 408, 9 : 2146-2154. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2010.01.003.

Hvidsten, N. A., Møkkelgjerd, P. I., 1987. Predation on salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surna, Norway. *Journal of Fish Biology*, 30, 3 : 273-280. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05752.x>.

ICES, 1995. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*, 191.

2020a. Cod (*Gadus morhua*) in subareas 1 and 2 (Northeast Arctic). *ICES Scientific Reports*, . DOI : 10.17895/ices.advice.4710.

2020b. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*, 358.

IPBES, 2019a. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, Germany.

2019b. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IUCN, 1996. *Salmo salar*: World Conservation Monitoring Centre: The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T19855A9026693. International Union for Conservation of Nature. URL : <http://www.iucnredlist.org/details/19855/0>. DOI : 10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T19855A9026693.en.

Jardim, E., Ribeiro, P. J., 2007. Geostatistical assessment of sampling designs for Portuguese bottom trawl surveys. *Fisheries Research*, 85, 3 : 239-247. DOI : 10.1016/j.fishres.2007.02.014.

Johnsson, J. I., Höjesjö, J., Fleming, I. A., 2001. Behavioural and heart rate responses to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 4 : 788-794. DOI : 10.1139/f01-025.

Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I., Jutila, E., 2006. The survival of semi-wild, wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts of the Simojoki River in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, 68, 2 : 430-442. DOI : 10.1111/j.0022-1112.2006.00892.x.

Jonsson, B., Jonsson, N., 2004. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 12 : 2369-2383. DOI : 10.1139/f04-215.

2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63, 7 : 1162-1181. DOI : 10.1016/j.icesjms.2006.03.004.

2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75, 10 : 2381-2447. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>.

Jonsson, B., Jonsson, N., Hansen, L. P., 1991. Differences in Life-History and Migratory Behavior Between Wild and Hatchery-Reared Atlantic Salmon in Nature. *Aquaculture*, 98, 1-3 : 69-78. DOI : 10.1016/0044-8486(91)90372-E.

2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, 62, 3 : 641-657. DOI : 10.1046/j.1095-8649.2003.00053.x.

Karlsson, S., Diserud, O. H., Fiske, P., Hindar, K., Grant, H. editor: W. S., 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 10 : 2488-2498. DOI : 10.1093/icesjms/fsw121.

King, T. L., Verspoor, E., Spidle, A. P., Gross, R., Phillips, R. B., Koljonen, M.-L., Sanchez, J. A., Morrison, C. L., 2007. Biodiversity and Population Structure. *The Atlantic Salmon Genetics, Conservation and Management*. Blackwell Publishing, Oxford.

Kritzer, J. P., Costello, C., Mangin, T., Smith, S. L., 2019. Responsive harvest control rules provide inherent resilience to adverse effects of climate change and scientific uncertainty. *ICES Journal of Marine Science*, 76, 6 : 1424-1435. DOI : 10.1093/icesjms/fsz038.

Krkošek, M., Revie, C. W., Gargan, P. G., Skilbrei, O. T., Finstad, B., Todd, C. D., 2013. Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 1750 : 20122359. DOI : 10.1098/rspb.2012.2359.

Kvamsdal, S. F., Eide, A., Ekerhovd, N.-A., Enberg, K., Gudmundsdottir, A., Hoel, A. H., Mills, K. E., Mueter, F. J., Ravn-Jonsen, L., Sandal, L. K., Stiansen, J. E., Vestergaard, N., 2016. Harvest control rules in modern fisheries management. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 4, 000114. DOI : 10.12952/journal.elementa.000114.

Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., Bouvarel, I., 2015. *Agriculture et développement durable, Guide pour l'évaluation multicritère*. Sciences en partage. Quae, Paris.

Lassalle, G., Rochard, E., 2009. Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology*, 15, 5 : 1072-1089. DOI : 10.1111/j.1365-2486.2008.01794.x.

Law, R., 2000. Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 3 : 659-668. DOI : 10.1006/jmsc.2000.0731.

Legrand, M., Prévost, E., 2016. Développement et mise à jour du modèle de dynamique de population du saumon de l'Allier. Année 2015. Contract. auto-saisine. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01606290>.

Lek, S., 2007. Uncertainty in ecological models. *Ecological modelling*, 207, 61.

- Liermann, M., Hilborn, R., 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 9 : 1976-1984. DOI : 10.1139/f97-105.
- Limburg, K. E., Waldman, J. R., 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, 59, 11 : 955-965. DOI : 10.1525/bio.2009.59.11.7.
- Link, J. S., 2002. What Does Ecosystem-Based Fisheries Management Mean? *Fisheries*, 27, 4 : 18-21.
- Liu, O. R., Thomas, L. R., Clemence, M., Fujita, R., Kritzer, J. P., McDonald, G., Szuwalski, C., 2016. An Evaluation of Harvest Control Methods for Fishery Management. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24, 3 : 244-263. DOI : 10.1080/23308249.2016.1161002.
- Liu, Y., Chen, Y., Cheng, J., 2009. A comparative study of optimization methods and conventional methods for sampling design in fishery-independent surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 9 : 1873-1882. DOI : 10.1093/icesjms/fsp157.
- Lorenzen, K., Cowx, I. G., Entsua-Mensah, R. E. M., Lester, N. P., Koehn, J. D., Randall, R. G., So, N., Bonar, S. A., Bunnell, D. B., Venturelli, P., Bower, S. D., Cooke, S. J., 2016. Stock assessment in inland fisheries: a foundation for sustainable use and conservation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26, 3 : 405-440. DOI : 10.1007/s11160-016-9435-0.
- Mace, P. M., 1994. Relationships between Common Biological Reference Points Used as Thresholds and Targets of Fisheries Management Strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 1 : 110-122. DOI : 10.1139/f94-013.
- Mangel, M., Tier, C., 1994. Four Facts Every Conservation Biologists Should Know about Persistence. *Ecology*, 75, 3 : 607-614. DOI : 10.2307/1941719.
- Mäntyniemi, S., Romakkaniemi, A., Arjas, E., 2005. Bayesian removal estimation of a population size under unequal catchability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2 : 291-300. DOI : 10.1139/f04-195.
- Maunder, M. N., Punt, A. E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70, 2-3 : 141-159. DOI : 10.1016/j.fishres.2004.08.002.
- McCormick, S. D., Hansen, L. P., Quinn, T. P., Saunders, R. L., 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 77-92. DOI : 10.1139/d98-011.
- McGinnity, P., Jennings, E., deEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P., Rogan, G., Whelan, K., Cross, T., 2009. Impact of naturally spawning captive-bred Atlantic salmon on wild populations: depressed recruitment and increased risk of climate-mediated extinction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 1673 : 3601-3610. DOI : 10.1098/rspb.2009.0799.
- Michielsens, C. G. J., McAllister, M. K., Kuikka, S., Mäntyniemi, S., Romakkaniemi, A., Pakarinen, T., Karlsson, L., Uusitalo, L., 2008. Combining multiple Bayesian data analyses in a sequential framework for quantitative fisheries stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 5 : 962-974. DOI : 10.1139/f08-015.
- Michielsens, C. G., McAllister, M. K., 2004. A Bayesian hierarchical analysis of stock recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 6 : 1032-1047.

Milner, N. J., Elliott, J. M., Armstrong, J. D., Gardiner, R., Welton, J. S., Ladle, M., 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research*, 62, 2 : 111-125. DOI : 10.1016/S0165-7836(02)00157-1.

Morgan, I. J., McDonald, D. G., Wood, C. M., 2001. The cost of living for freshwater fish in a warmer, more polluted world. *Global Change Biology*, 7, 4 : 345-355. DOI : <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00424.x>.

Morison, A. K., 2004. Input and output controls in fisheries management: a plea for more consistency in terminology. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 6 : 411-413. DOI : 10.1111/j.1365-2400.2004.00414.x.

Myers, R. A., Barrowman, N. J., Hutchings, J. A., Rosenberg, A. A., 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science (New York, N.Y.)*, 269, 5227 : 1106-1108. DOI : 10.1126/science.269.5227.1106.

Myers, R. A., Blanchard, W., Thompson, K. R., 1990. Summary of North Atlantic Fish Recruitment, 1942-87. *Department of Fisheries and Oceans, Science Branch*, .

Myers, R. A., Worm, B., 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 1453 : 13-20. DOI : 10.1098/rstb.2004.1573.

NASCO, 1998. Agreement on Adoption of a Precautionary Approach.

2009. NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. Guidelines. North Atlantic Salmon Organization (NASCO), Edinburgh, Scotland, UK.

2019a. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, Canada. : 39.

2019b. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, Finland. : 13.

2019c. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, France. : 19.

2019d. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, Ireland. : 32.

2019e. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, Norway. : 23.

2019f. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, Russian Federation. : 18.

2019g. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, UK (England and Wales). : 34.

2019h. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, UK (Northern Ireland). : 18.

2019i. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, UK (Scotland). : 34.

2019j. NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, United States. : 20.

Nieto, A., Ralph, G. M., Comerós-Raynal, M. T., Kemp, J., García Criado, M., Allen, D. J., Dulvy, N. K., Walls, R. H. L., Russel, B., Pollard, D., Garcia, S., Craig, M., Collette, B. B., Pollom, R., Biscoito, M., Chao, N. L., Abella, A., Afonso, P., Álvarez, H., Carpenter, K. E., Clò, S., Cook, R., José Costa, M., Delgado, J., Dureuil, M., Ellis, J. R., Farrell, E. D., Fernandes, P., Florin, A.-B., Fordham, S., Fowler, S., Gil de Sola, L., Herrera, J. G., Goodpaster, A., Harvey, M., Heessen, H., Herler, J., Jung, A., Karmovskaya, E., Keskin, C., Knudsen, S. W., Kobylansky, S., Kovacic, M., Lawson, J. M., Lorange, P., Phillips, S. M., Munroe, T., Nedreaas, K., Nielsen, J., Papaconstantinou, C., Polidoro, B., Pollock, C. M., Rijnsdorp, A. D., Sayer, C.,

Scott, J., Serena, F., Smith-Vaniz, W. F., Soldo, A., Stump, E., Williams, J. T., 2015. European Red List of marine fishes. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*, .

Nøstbakken, L., 2006. Regime switching in a fishery with stochastic stock and price. *Journal of Environmental Economics and Management*, 51, 2 : 231-241. DOI : 10.1016/j.jeem.2005.07.001.

Olla, B. L., Davis, M. W., Ryer, C. H., 1998. Understanding how the Hatchery Environment Represses or Promotes the Development of Behavioral Survival Skills. *Bulletin of Marine Science*, 62, 2 : 531-550.

Olmos, M., Massiot-Granier, F., Prévost, E., Chaput, G., Bradbury, I. R., Nevoux, M., Rivot, E., 2019. Evidence for spatial coherence in time trends of marine life history traits of Atlantic salmon in the North Atlantic. *Fish and Fisheries*, 20, 2 : 322-342. DOI : 10.1111/faf.12345.

Parent, E., Bernier, J., 2007. *Le raisonnement bayésien Modélisation et inférence*. Springer-Verlag, Paris, France.

Parent, E., Rivot, E., 2012. *Introduction to Hierarchical Bayesian Modeling for Ecological Data*. CRC Press. DOI : 10.1201/b12501.

Parmesan, C., 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 1 : 637-669. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

Parrish, D. L., Behnke, R. J., Gephard, S. R., McCormick, S. D., Reeves, G. H., 1998. Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, S1 : 281-287. DOI : 10.1139/d98-012.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279, 5352 : 860-863. DOI : 10.1126/science.279.5352.860.

Pauly, D., Watson, R., Alder, J., 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 1453 : 5-12. DOI : 10.1098/rstb.2004.1574.

Peeler, E. J., Oidtmann, B. C., Midtlyng, P. J., Miossec, L., Gozlan, R. E., 2011. Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions*, 13, 6 : 1291-1303. DOI : 10.1007/s10530-010-9890-9.

Peeters, A., Maljean, J. F., Biala, K., Brouckaert, V., 2004. Les indicateurs de biodiversité pour les prairies: un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage. *Fourrages*, 178, 217-232.

Perry, R. I., Walters, C. J., Boutillier, J. A., 1999. A framework for providing scientific advice for the management of new and developing invertebrate fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9, 2 : 125-150. DOI : 10.1023/A:1008946522213.

Peterman, R. M., 1978. Testing for Density-Dependent Marine Survival in Pacific Salmonids. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35, 11 : 1434-1450. DOI : 10.1139/f78-226.

Peterson, J. T., Thurow, R. F., Guzevich, J. W., 2004. An Evaluation of Multipass Electrofishing for Estimating the Abundance of Stream-Dwelling Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133, 2 : 462-475. DOI : 10.1577/03-044.

Pfister, C. A., Bradbury, A., 1996. Harvesting Red Sea Urchins: Recent Effects and Future Predictions. *Ecological Applications*, 6, 1 : 298-310. DOI : 10.2307/2269573.

Piou, C., Prévost, E., 2013. Contrasting effects of climate change in continental vs. oceanic environments on population persistence and microevolution of Atlantic salmon. *Global Change Biology*, 19, 3 : 711-723. DOI : 10.1111/gcb.12085.

Plummer, M., 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *Proceedings of the 3rd international workshop on distributed statistical computing.*, 124, 125 : 1-10.

Polasky, S., Carpenter, S. R., Folke, C., Keeler, B., 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 8 : 398-404. DOI : 10.1016/j.tree.2011.04.007.

Potter, E. C. E., MacLean, J. C., Wyatt, R. J., Campbell, R. N. B., 2003. Managing the exploitation of migratory salmonids. *Fisheries Research*, 62, 2 : 127-142. DOI : 10.1016/S0165-7836(02)00159-5.

Potter, T., 2001. Past and present use of reference points for Atlantic salmon. In Prévost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions, Paris.

Prévost, E., Baglinière, J. L., 1995. Présentation et premiers éléments de mise au point d'une méthode simple d'évaluation en eau courante, du recrutement en juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année. In Gascuel, D., Durand, J. L., Fonteneau, A., Forum halieumétrique : session 1 : Dynamique des Ressources Halieutiques, 1., Rennes (FRA), 1993/06-07/29-01 (dir.). *Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques : actes du colloque*. Colloques et Séminaires. ORSTOM, Paris.

Prévost, E., Chaput, G., 2001. Introduction. In Prévost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions, Paris.

Prévost, E., Chaput, G., Chadwick, E. M. P., 2001. Transport of stock-recruitment reference points for Atlantic salmon. In Prévost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions, Paris.

Prévost, E., Nihouarn, A., 1999. Relation entre indicateur d'abondance de type CPUE et estimation de densité par enlèvements successifs pour les juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) de l'année. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 352 : 19-29. DOI : 10.1051/kmae:1999018.

Prévost, E., Parent, E., Crozier, W., Davidson, I., Dumas, J., Gudbergsson, G., Hindar, K., McGinnity, P., MacLean, J., Sættem, L. M., 2003. Setting biological reference points for Atlantic salmon stocks: transfer of information from data-rich to sparse-data situations by Bayesian hierarchical modelling. *ICES Journal of Marine Science*, 6, 60 : 1177-1193. DOI : 10.1016/j.icesjms.2003.08.001.

Prévost, E., Porcher, J.-P., 1996. Méthodologie d'élaboration de totaux autorisés de captures (TAC) pour le saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans le Massif Armoricaïn. Technical Report. Propositions et recommandations scientifiques. GRISAM.

- Pulkkinen, H., Mäntyniemi, S., Chen, Y., 2013. Maximum survival of eggs as the key parameter of stock–recruit meta-analysis: accounting for parameter and structural uncertainty. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70, 4 : 527-533. DOI : 10.1139/cjfas-2012-0268.
- Punt, A. E., 2010. Harvest Control Rules and Fisheries Management. *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*.
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., Haddon, M., 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17, 2 : 303-334. DOI : 10.1111/faf.12104.
- Quinn, T. J., Deriso, R. B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press.
- Quinn, T. P., McGinnity, P., Cross, T. F., 2006. Long-term declines in body size and shifts in run timing of Atlantic salmon in Ireland. *Journal of Fish Biology*, 68, 6 : 1713-1730. DOI : 10.1111/j.0022-1112.2006.01017.x.
- Rago, P. J., 2001. Index measures and stock assessment in Atlantic salmon. In Prévost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions, Paris.
- Regan, H. M., Colyvan, M., Burgman, M. A., 2002. A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. *Ecological Applications*, 12, 2 : 618-628. DOI : [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0618:ATATOU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2).
- Restrepo, V. R., Powers, J. E., 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 6 : 846-852. DOI : 10.1006/jmsc.1999.0546.
- Rey-Valette, H., Pinto, M., Maurel, P., Chia, E., Guiheneuf, P. Y., Michel, L., Nougaredes, B., Soulard, C., Jarrige, F., Guillemot, S., Cunnac, M., Mathé, S., Barbe, E., Ollagnon, H., Delorme, G., Prouheze, N., Laurent, A., Suita, L. A., Bertrand, J., Dieudonné, C., Champorigaud, A., 2011. *Guide pour la mise en oeuvre de la gouvernance en appui au développement durable des territoires*. INRA.
- Richter, B. D., Braun, D. P., Mendelson, M. A., Master, L. L., 1997. Threats to Imperiled Freshwater Fauna. *Conservation Biology*, 11, 5 : 1081-1093. DOI : <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96236.x>.
- Ricker, W. E., 1954. Stock and Recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11, 5 : 559-623. DOI : 10.1139/f54-039.
- Ricker, W. E., 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Department of the Environment, Fisheries and Marine Service.
- Rivot, E., Parent, E., 2012. Bayesian hierarchical models in statistical ecology. *Introduction to hierarchical Bayesian modeling for ecological data*. Chapman & Hall/CRC applied environmental statistics. CRC Press, Boca Raton.
- Rosenberger, A. E., Dunham, J. B., 2005. Validation of Abundance Estimates from Mark–Recapture and Removal Techniques for Rainbow Trout Captured by Electrofishing in Small Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 25, 4 : 1395-1410. DOI : 10.1577/M04-081.1.

- Rosseland, B. O., Kroglund, F., 2011. Ecological consequences of pollution: lessons from acidification and pesticide. *Atlantic Salmon Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Roy, B., Słowiński, R., 2013. Questions guiding the choice of a multicriteria decision aiding method. *EURO Journal on Decision Processes*, 1, 1 : 69-97. DOI : 10.1007/s40070-013-0004-7.
- Royle, J. A., Dorazio, R. M., 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology: The analysis of data from populations, metapopulations and communities. DOI : 10.1016/B978-0-12-374097-7.50001-5.
- Rubin, D. B., Gelman, A., 1992. Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences.
- Sadok, W., Angevin, F., Bergez, J.-É., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: implications for using multi-criteria decision-aid methods. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 1 : 163-174. DOI : 10.1051/agro:2007043.
- Salanié, J., Le Goffe, P., Surry, Y., 2004. La pêche au saumon dans le Massif Armoricaïn: Etat des lieux et mesure de l'effort de pêche. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 375 : 35-70. DOI : 10.1051/kmae:2005039.
- Saura, M., Morán, P., Brotherstone, S., Caballero, A., Álvarez, J., Villanueva, B., 2010. Predictions of response to selection caused by angling in a wild population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Freshwater Biology*, 55, 4 : 923-930. DOI : 10.1111/j.1365-2427.2009.02346.x.
- Schärlig, A., 1985. *Décider sur plusieurs critères: panorama de l'aide à la décision multicritère*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- Schnute, J. T., Richards, L. J., 2001. Use and abuse of fishery models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1-8. DOI : 10.1139/f00-150.
- Schtickzelle, N., Quinn, T. P., 2007. A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries*, 8, 4 : 297-314. DOI : 10.1111/j.1467-2979.2007.00256.x.
- Serchuk, F., Grainger, R., 1992. Development of the basis and form of ICES Fisheries Management Advice: Historical background (1976-1990) and the new form of ACFM Advice (1991-?). *ICES CM 1992 / Assess 20*, Sess. R., 35.
- Servanty Royer, S., Prévost, E., 2016. Mise à jour et standardisation des séries chronologiques d'abondance du saumon atlantique sur les cours d'eau de l'ORE DiaPFC et la Bresle. Research Report. Rapport final, Février 2016. ONEMA - INRA. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01608451>.
- Shelton, P. A., 1992. The Shape of Recruitment Distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 9 : 1754-1761. DOI : 10.1139/f92-194.
- Sinclair, M., Anthony, V. C., Iles, T. D., O'Boyle, R. N., 1985. Stock Assessment Problems in Atlantic Herring (*Clupea harengus*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 5 : 888-898. DOI : 10.1139/f85-113.
- Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K.-S., Lima, M., 2002. Ecological Effects of Climate Fluctuations. *Science*, 297, 5585 : 1292-1296. DOI : 10.1126/science.1071281.

- Stokes, T. K., McGlade, J. M., Law, R., 1993. *The Exploitation of Evolving Resources: Proceedings of an International Conference, held at Jülich, Germany, September 3–5, 1991*. Springer Science & Business Media.
- Tenan, S., O'Hara, R. B., Hendriks, I., Tavecchia, G., 2014. Bayesian model selection: The steepest mountain to climb. *Ecological Modelling*, 283, 62-69. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2014.03.017.
- Thorley, J. L., Youngson, A. F., Laughton, R., 2007. Seasonal variation in rod recapture rates indicates differential exploitation of Atlantic salmon, *Salmo salar*, stock components. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 3 : 191-198. DOI : 10.1111/j.1365-2400.2007.00540.x.
- Thorstad, E. B., Okland, F., Aarestrup, K., Heggberget, T. G., 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18, 4 : 345-371. DOI : 10.1007/s11160-007-9076-4.
- Thorstad, E. B., Todd, C. D., Uglem, I., Bjørn, P. A., Gargan, P. G., Vollset, K. W., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M., Finstad, B., 2015. Effects of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on wild sea trout *Salmo trutta*—a literature review. *Aquaculture Environment Interactions*, 7, 2 : 91-113. DOI : 10.3354/aei00142.
- Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Rikardsen, A. H., Aarestrup, K., 2010. *Aquatic Nomads: The Life and Migrations of the Atlantic Salmon*. *Atlantic Salmon Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd. DOI : 10.1002/9781444327755.ch1.
- Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H., Finstad, B., 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81, 2 : 500-542. DOI : 10.1111/j.1095-8649.2012.03370.x.
- Todd, C. D., Friedland, K. D., MacLean, J. C., Hazon, N., Jensen, A. J., 2010. Getting into Hot Water? Atlantic Salmon Responses to Climate Change in Freshwater and Marine Environments. *Atlantic Salmon Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd. DOI : 10.1002/9781444327755.ch16.
- Todd, C. D., Hughes, S. L., Marshall, C. T., MacLEAN, J. C., Lonergan, M. E., Biuw, E. M., 2008. Detrimental effects of recent ocean surface warming on growth condition of Atlantic salmon. *Global change biology*, 14, 5 : 958–970.
- Triantaphyllou, E., 2000. Multi-Criteria Decision Making Methods. In Triantaphyllou, E. (dir.). *Multi-criteria Decision Making Methods: A Comparative Study*. Applied Optimization. Springer US, Boston, MA. DOI : 10.1007/978-1-4757-3157-6_2.
- Tufts, B. L., Holden, J., DeMille, M., 2015. Benefits arising from sustainable use of North America's fishery resources: economic and conservation impacts of recreational angling. *International Journal of Environmental Studies*, 72, 5 : 850-868. DOI : 10.1080/00207233.2015.1022987.
- Vázquez, F. J. S., Muñoz-Cueto, J. A., 2014. *Biology of European Sea Bass*. CRC Press, Boca Raton. DOI : 10.1201/b16043.
- Ver Hoef, J. M., Boveng, P. L., 2015. Iterating on a single model is a viable alternative to multimodel inference. *The Journal of Wildlife Management*, 79, 5 : 719-729. DOI : 10.1002/jwmg.891.

- Verspoor, E., 2007. Introduction. *In* Verspoor, E., Stradmeyer, L., Nielsen, J. (dir.). *The Atlantic Salmon*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. DOI : 10.1002/9780470995846.ch1.
- Walsh, J. C., Connors, K., Hertz, E., Kehoe, L., Martin, T. G., Connors, B., Bradford, M. J., Freshwater, C., Frid, A., Halverson, J., Moore, J. W., Price, M. H. H., Reynolds, J. D., 2020. Prioritizing conservation actions for Pacific salmon in Canada. *Journal of Applied Ecology*, 57, 9 : 1688-1699. DOI : <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13646>.
- Walters, C. J., Hilborn, R., 1976. Adaptive Control of Fishing Systems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33, 1 : 145-159. DOI : 10.1139/f76-017.
- Walters, C. J., Martell, S. J. D., 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press.
- Walters, C., Korman, J., 2001. Analysis of stock-recruitment data for deriving escapement reference points. *In* Prévost, E., Chaput, G. (dir.). *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA, Paris.
- Walters, C., Maguire, J.-J., 1996. Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6, 2 : 125-137. DOI : 10.1007/BF00182340.
- Walters, C., Parma, A. M., 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. 53, 11.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 6879 : 389-395. DOI : 10.1038/416389a.
- Webb, J., Verspoor, E., Aubin-Horth, N., Romakkaniemi, A., Amiro, P., 2007. The Atlantic Salmon. *In* Verspoor, E., Stradmeyer, L., Nielsen, J. (dir.). *The Atlantic Salmon*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. DOI : 10.1002/9780470995846.ch2.
- Welcomme, R. L., 2011. An overview of global catch statistics for inland fish. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 8 : 1751-1756. DOI : 10.1093/icesjms/fsr035.
- White, J., Ó Maoiléidigh, N., Gargan, P., de Eyto, E., Chaput, G., Roche, W., McGinnity, P., Crozier, W. W., Boylan, P., Doherty, D., O'Higgins, K., Kennedy, B., Lawler, I., Lyons, D., Marnell, F., 2016. Incorporating natural variability in biological reference points and population dynamics into management of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks returning to home waters. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 6 : 1513-1524. DOI : 10.1093/icesjms/fsw015.
- Wiedenmann, J., Jensen, O. P., 2017. Uncertainty in stock assessment estimates for New England groundfish and its impact on achieving target harvest rates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75, 3 : 342-356. DOI : 10.1139/cjfas-2016-0484.
- WWF, 2020. *Living Planet Report - 2020: Bending the curve of biodiversity loss*. WWF, Gland, Suisse.
- Young, T. P., 1994. Natural Die-Offs of Large Mammals: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 8, 2 : 410-418. DOI : 10.1046/j.1523-1739.1994.08020410.x.

Abréviations

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CG : Cible de gestion

CIEM / ICES : Conseil international pour l'exploration de la mer / International council for the exploration of the sea

COGEPOMI : Comité de gestion des poissons migrateurs

CPUE : Capture par unité d'effort

FDAAPPMA : Fédérations départementales des associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques

IA : Indice d'abondance

LC : Limite de conservation

OCSAN / NASCO : Organisation pour la conservation du saumon de l'atlantique / North Atlantic salmon conservation organization

PLAGEPOMI : Plan de gestion des poissons migrateurs

RCE : Règle de contrôle de l'exploitation

RRE : Riffles-rapids equivalents

RS : Recrutement-stock

SR : Stock-recrutement

TAC : Totaux admissibles de captures

1HM / 1SW : 1 hiver de mer / one sea winter (équivalent aux castillons)

PHM / MSW : plusieurs hivers de mer / multiple sea winter (équivalent aux saumons de printemps)

Annexes

LISTE DES ANNEXES

Annexe A.I. Risque asymptotique de faible recrutement.....	195
Annexe A.II. Evaluation rétrospective du respect de la nouvelle LC entre 1987 et 2017 pour les 18 rivières bretonnes.....	196
Annexe A.III. Sélection des rivières bretonnes simulées.....	199
Annexe A.IV. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff dans des situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation.....	200
Annexe A.V. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants en fonction de l'amplitude de l'erreur d'implémentation dissymétrique pour les 4 rivières dont au moins un scénario respecte la conservation (le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff).....	205
Annexe A.VI. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur Léguer, l'Elorn et le Scorff dans des situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation.....	207
Annexe A.VII. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques.....	211

Annexe A.I. Risque asymptotique de faible recrutement.

	Risque asymptotique de faible recrutement
Couesnon	2%
Leff	4%
Trieux	4%
Jaudy	4%
Leguer	4%
Yar	5%
Douron	4%
Queffleuth	11%
Penze	3%
Elorn	6%
Mignonne	5%
Aulne	4%
Goyen	3%
Odet	4%
Aven	5%
Elle	2%
Scorff	3%
Blavet	2%

Tableau A.I.1. Risque asymptotique de faible recrutement. Ce risque est approximé en utilisant un niveau de stock de 4000 œufs.100 m² d'équivalent radiers-rapides.

Annexe A.II. Evaluation rétrospective du respect de la nouvelle LC entre 1987 et 2017 pour les 18 rivières bretonnes.

Probabilité que le niveau de stock soit inférieur à la nouvelle LC																	
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Couesnon	9%	18%	15%	12%	5%	3%	8%	13%	25%	15%	3%	6%	7%	5%	7%	7%	40%
Leff	7%	16%	17%	5%	2%	1%	4%	3%	4%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	2%
Trieux	23%	39%	26%	37%	29%	16%	49%	73%	76%	77%	10%	21%	32%	35%	22%	10%	43%
Jaudy	2%	5%	8%	3%	2%	4%	2%	3%	5%	6%	1%	0%	0%	0%	0%	1%	5%
Leguer	82%	87%	87%	83%	44%	41%	51%	73%	62%	67%	16%	4%	5%	41%	32%	42%	53%
Yar	2%	4%	4%	7%	1%	1%	5%	6%	3%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%
Douron	56%	77%	78%	66%	62%	52%	72%	78%	91%	92%	58%	36%	26%	39%	37%	62%	70%
Queffleuth	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Penze	32%	65%	78%	73%	60%	78%	62%	65%	61%	64%	8%	7%	7%	15%	11%	23%	39%
Elorn	94%	99%	95%	93%	72%	65%	81%	94%	94%	100%	49%	44%	28%	15%	7%	19%	75%
Mignonne	7%	49%	61%	47%	38%	10%	22%	40%	40%	48%	4%	1%	1%	4%	2%	5%	16%
Aulne	9%	40%	49%	43%	42%	76%	73%	90%	99%	99%	68%	23%	11%	74%	11%	6%	22%
Goyen	93%	94%	82%	89%	79%	49%	57%	81%	97%	97%	68%	32%	29%	57%	63%	79%	88%
Odet	60%	76%	68%	75%	49%	47%	69%	72%	69%	71%	2%	1%	1%	13%	8%	27%	33%
Aven	57%	80%	89%	83%	63%	42%	67%	87%	75%	54%	6%	7%	8%	19%	13%	26%	45%
Elle	48%	65%	51%	50%	37%	12%	37%	57%	60%	42%	1%	1%	0%	3%	2%	3%	18%
Scorff	63%	77%	52%	63%	43%	13%	14%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Blavet	49%	73%	81%	58%	29%	25%	30%	38%	36%	70%	4%	1%	1%	12%	12%	25%	38%

Tableau A.II.1. Evaluation rétrospective du respect de la nouvelle LC entre 1987 et 2017 pour les 18 rivières bretonnes. Cette évaluation est réalisée à partir de la probabilité annuelle (en %) que le niveau de stock soit inférieur à la nouvelle LC

Probabilité que le niveau de stock soit inférieur à la nouvelle LC															
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	moyenne
Couesnon	51%	38%	8%	12%	20%	15%	36%	43%	50%	55%	55%	12%	35%	36%	21%
Leff	5%	5%	4%	0%	1%	0%	5%	21%	8%	7%	3%	1%	2%	3%	4%
Trieux	50%	23%	13%	38%	17%	18%	18%	44%	36%	36%	20%	21%	66%	71%	35%
Jaudy	3%	6%	4%	5%	1%	0%	6%	23%	26%	10%	2%	2%	4%	2%	5%
Leguer	74%	76%	68%	35%	55%	22%	47%	89%	71%	79%	63%	28%	60%	70%	55%
Yar	2%	5%	5%	2%	0%	0%	1%	2%	0%	1%	1%	0%	1%	3%	2%
Douron	67%	74%	74%	47%	27%	10%	43%	34%	27%	51%	40%	40%	53%	52%	55%
Queffleuth	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Penze	50%	44%	49%	34%	55%	25%	41%	66%	36%	55%	43%	53%	59%	71%	46%
Elorn	94%	89%	92%	36%	0%	0%	100%	100%	0%	100%	100%	0%	100%	0%	62%
Mignonne	57%	59%	26%	24%	9%	0%	13%	14%	14%	12%	9%	3%	8%	13%	21%
Aulne	91%	18%	53%	14%	4%	0%	4%	59%	17%	100%	88%	36%	100%	100%	49%
Goyen	86%	84%	94%	74%	38%	37%	81%	93%	84%	77%	82%	77%	84%	79%	74%
Odet	59%	61%	50%	21%	19%	3%	22%	57%	43%	37%	38%	56%	43%	59%	42%
Aven	54%	40%	44%	36%	20%	5%	35%	80%	54%	65%	64%	58%	44%	66%	48%
Elle	51%	51%	33%	31%	24%	5%	27%	61%	49%	48%	45%	47%	39%	51%	34%
Scorff	100%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	27%
Blavet	64%	72%	55%	48%	33%	5%	28%	54%	25%	38%	31%	40%	36%	25%	37%

Tableau A.II.1 (suite)

Annexe A.III. Sélection des rivières bretonnes simulées.

Rivières	Taille	Statut conservation	Survie SR	Survie RS
	100m ²	p(R<1/2*k _r)	log(m _r)	$\alpha 3_r^{\theta}$
Moyenne	1685.11	26%	0.48	0
Couesnon	1107.94 (-)	22% (-)	0.1 (-)	0.35 (+)
Leff	723.05 (-)	43% (+)	0.43 (-)	-0.67 (-)
Trieux	2137.33 (+)	23% (-)	0.11 (-)	0.14 (+)
Jaudy	475.61 (-)	41% (+)	0.61 (+)	-0.52 (-)
Leguer	2424.61 (+)	24% (-)	0.63 (+)	0.37 (+)
Yar	371.04 (-)	54% (+)	-0.12 (-)	-0.66 (-)
Douron	778.23 (-)	25% (-)	0.58 (+)	0.13 (+)
Queffleuth	500.17 (-)	35% (+)	1.2 (+)	-1.46 (-)
Penze	1097.61 (-)	12% (-)	0.99 (+)	0.2 (+)
Elorn	1668.45 (-)	26% (=)	0.67 (+)	0.27 (+)
Mignonne	678.55 (-)	26% (=)	0.8 (+)	-0.83 (-)
Aulne	1931.35 (+)	21% (-)	-0.78 (-)	0.62 (+)
Goyen	490.26 (-)	15% (-)	0.86 (+)	0.94 (+)
Odet	2486.82 (+)	23% (-)	0.7 (+)	-0.31 (-)
Aven	1426.86 (-)	26% (=)	0.3 (-)	0.36 (+)
Elle	6375.68 (+)	9% (-)	0.41 (-)	0.19 (+)
Scorff	2397.18 (+)	25% (-)	0 (-)	0.26 (+)
Blavet	3261.21 (+)	13% (-)	-0.08 (-)	0.47(+)

Tableau A.III.1. Caractéristiques ayant influencé le choix des rivières retenues pour l'EMC du chapitre VII (taille, statut de conservation, survies SR et RS). (+) signifie que la valeur est supérieure à la moyenne et (-) qu'elle est inférieure.

Annexe A.IV. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff dans les situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation.

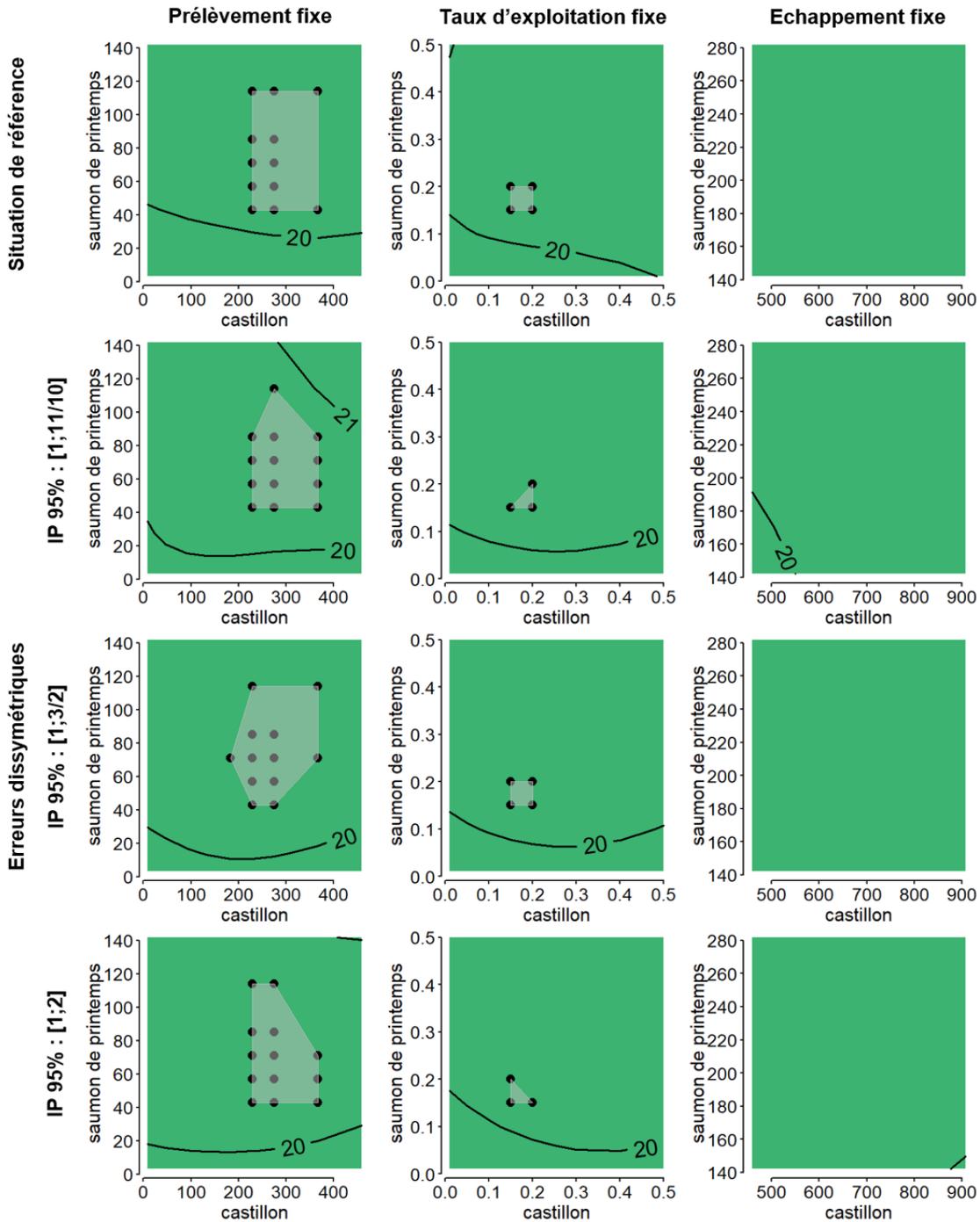


Figure A.IV.1. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Léguer dans les situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation, selon l'amplitude des erreurs (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans erreur d'implémentation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

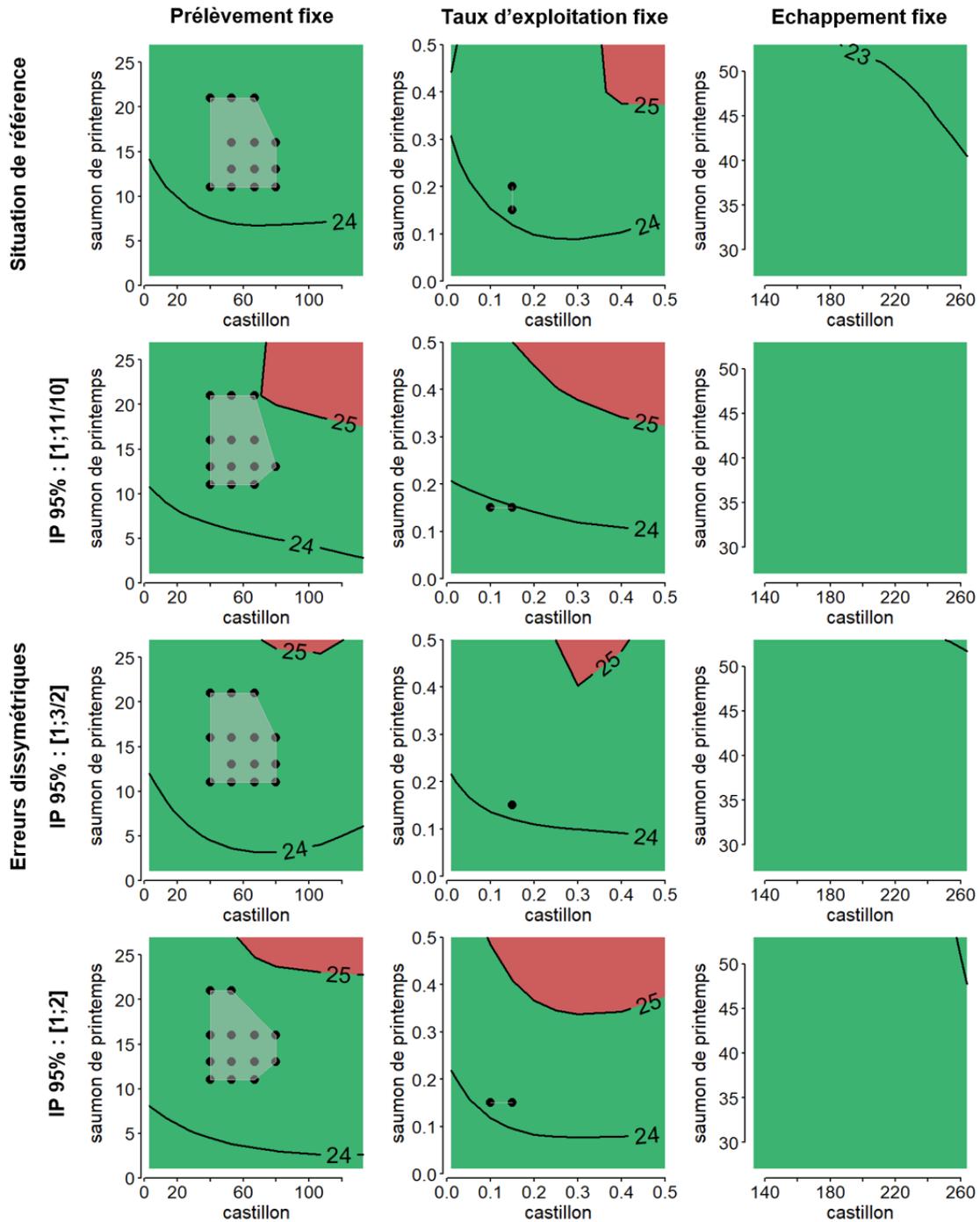


Figure A.IV.2. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Douron dans les situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation, selon l'amplitude des erreurs (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans erreur d'implémentation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

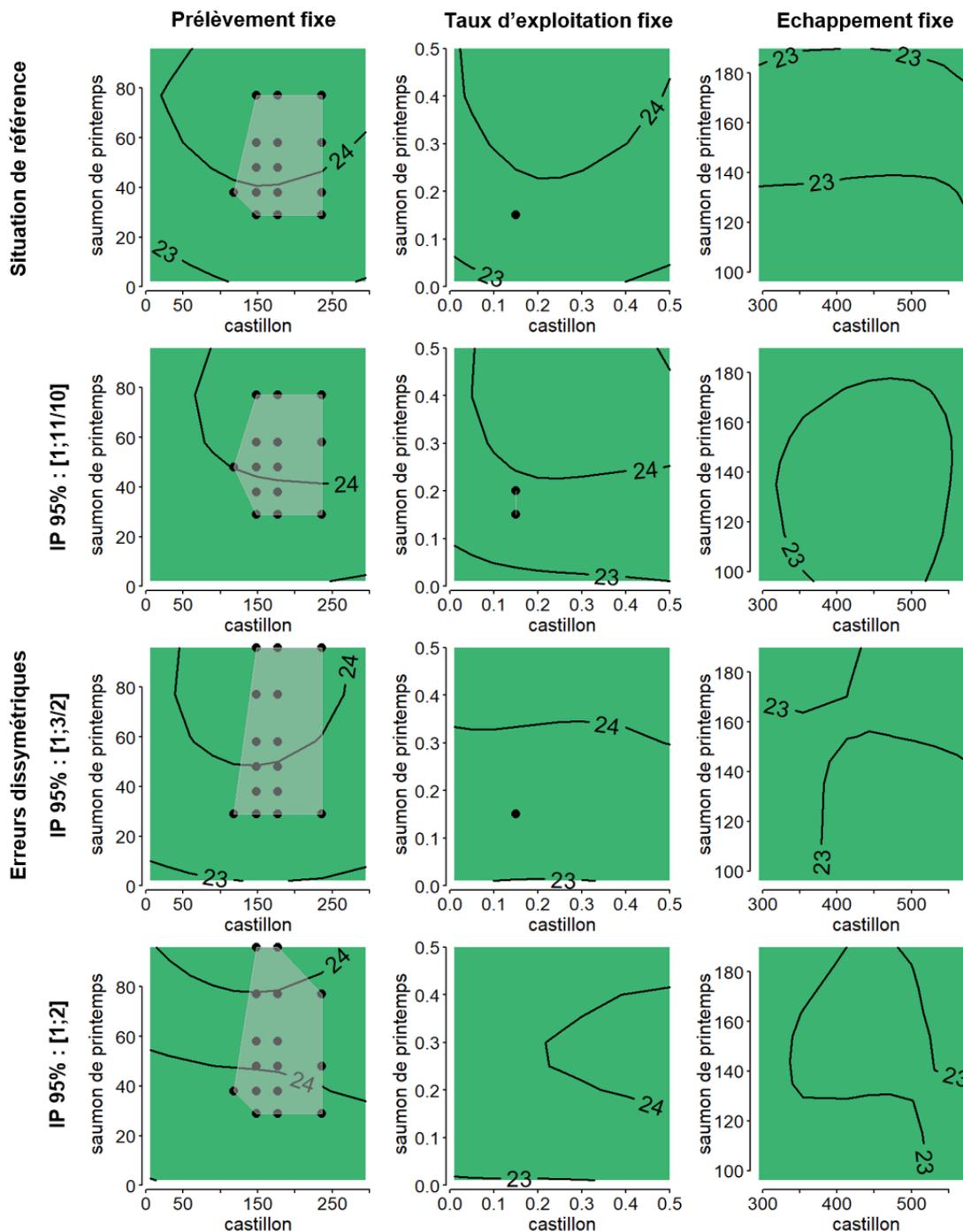


Figure A.IV.3. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur L'Elorn dans les situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation, selon l'amplitude des erreurs (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans erreur d'implémentation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

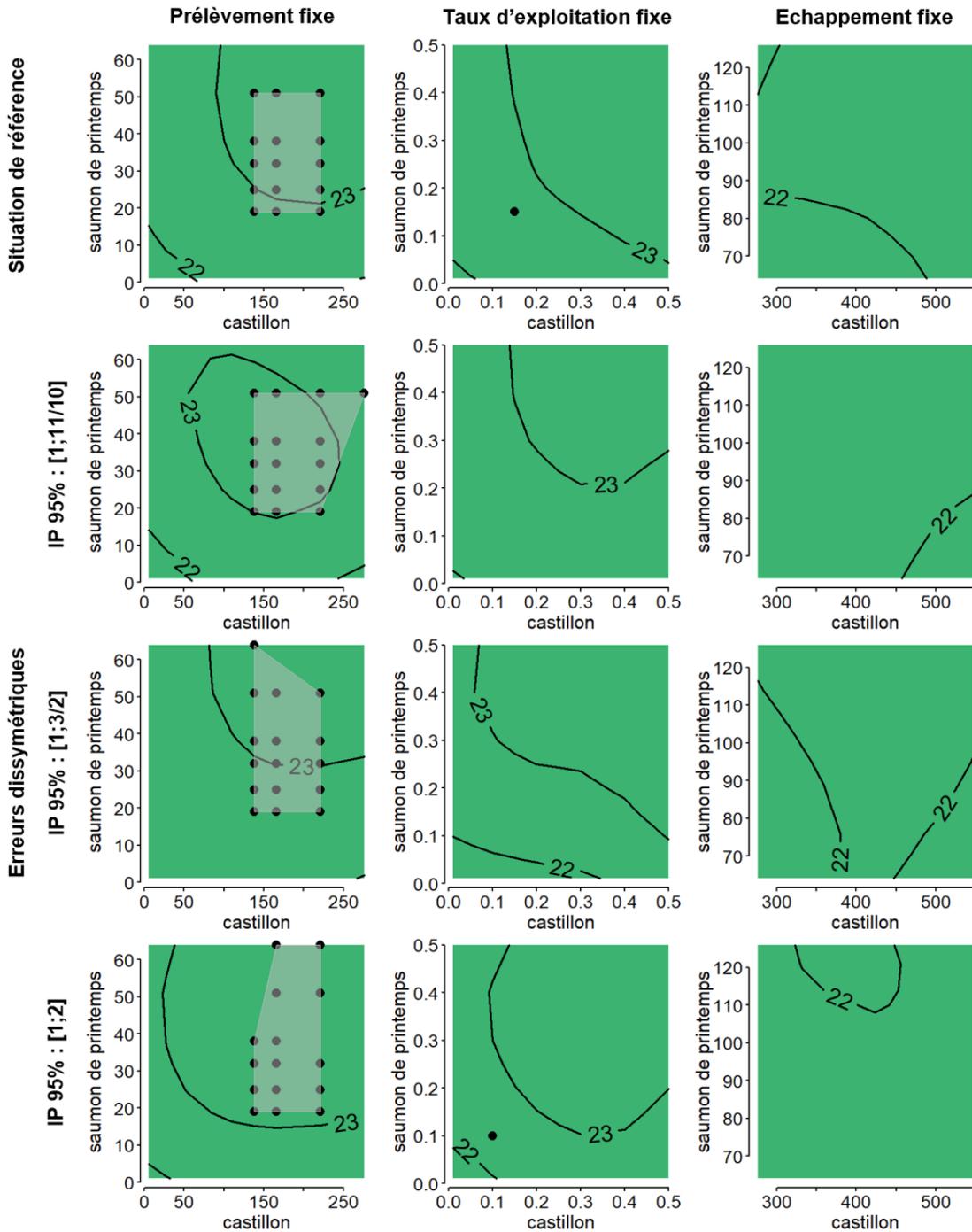


Figure A.IV.4. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Scorff dans les situations avec erreurs d'implémentation dissymétriques et sans intensification de l'exploitation, selon l'amplitude des erreurs (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans erreur d'implémentation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

Annexe A.V. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants en fonction de l'amplitude des erreurs d'implémentation dissymétriques pour les 4 rivières dont au moins un scénario respecte la conservation (le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff).

Erreurs dissymétriques

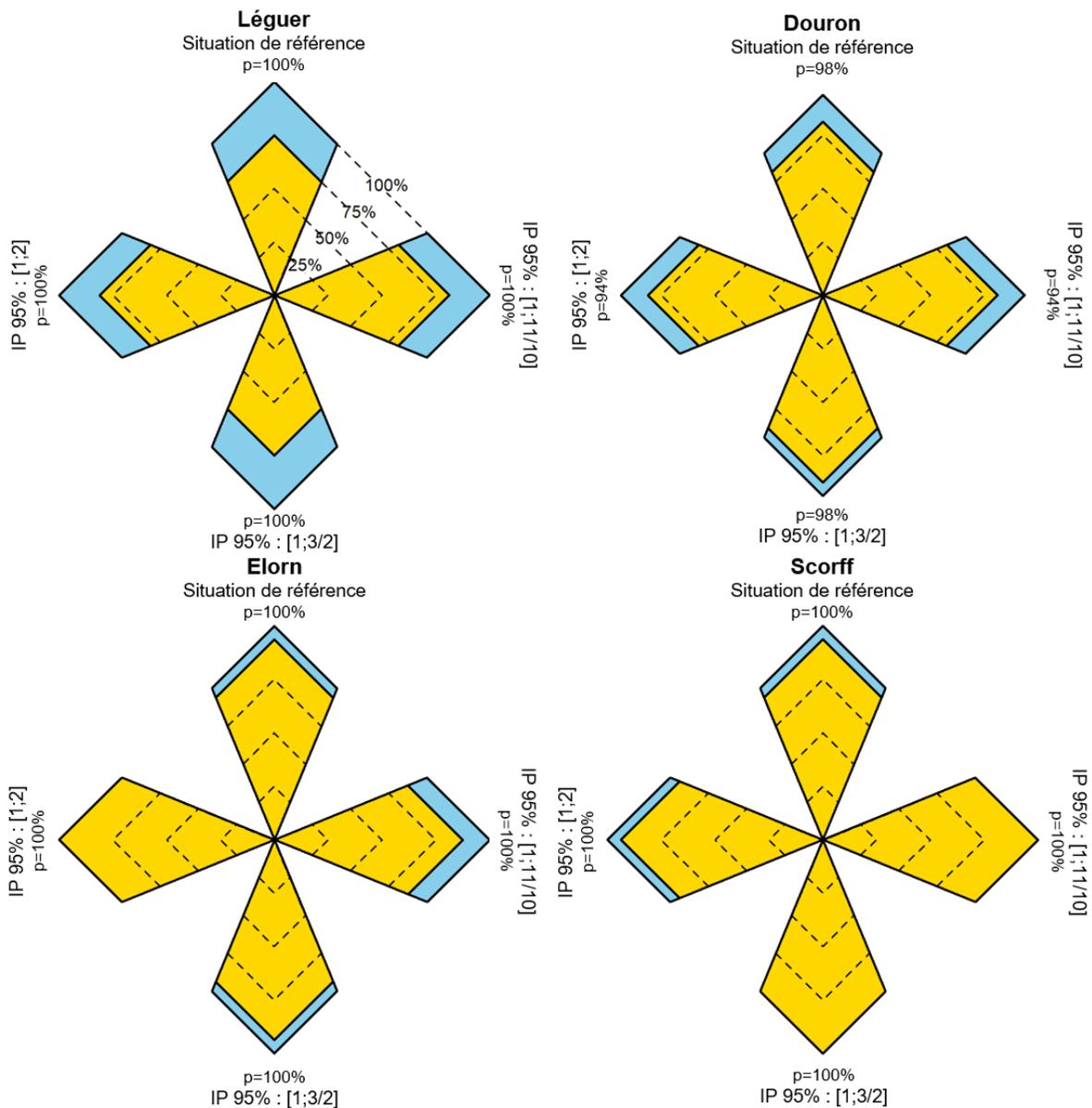


Figure A.V.1 .Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants en fonction de l'amplitude de l'erreur d'implémentation dissymétrique. Chaque étoile représente une des 4 rivières pour lesquelles au moins un scénario respecte la conservation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à la situation de référence et l'erreur dissymétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Annexe A.VI. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Léguer, l'Elorn et le Scorff dans des situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation.

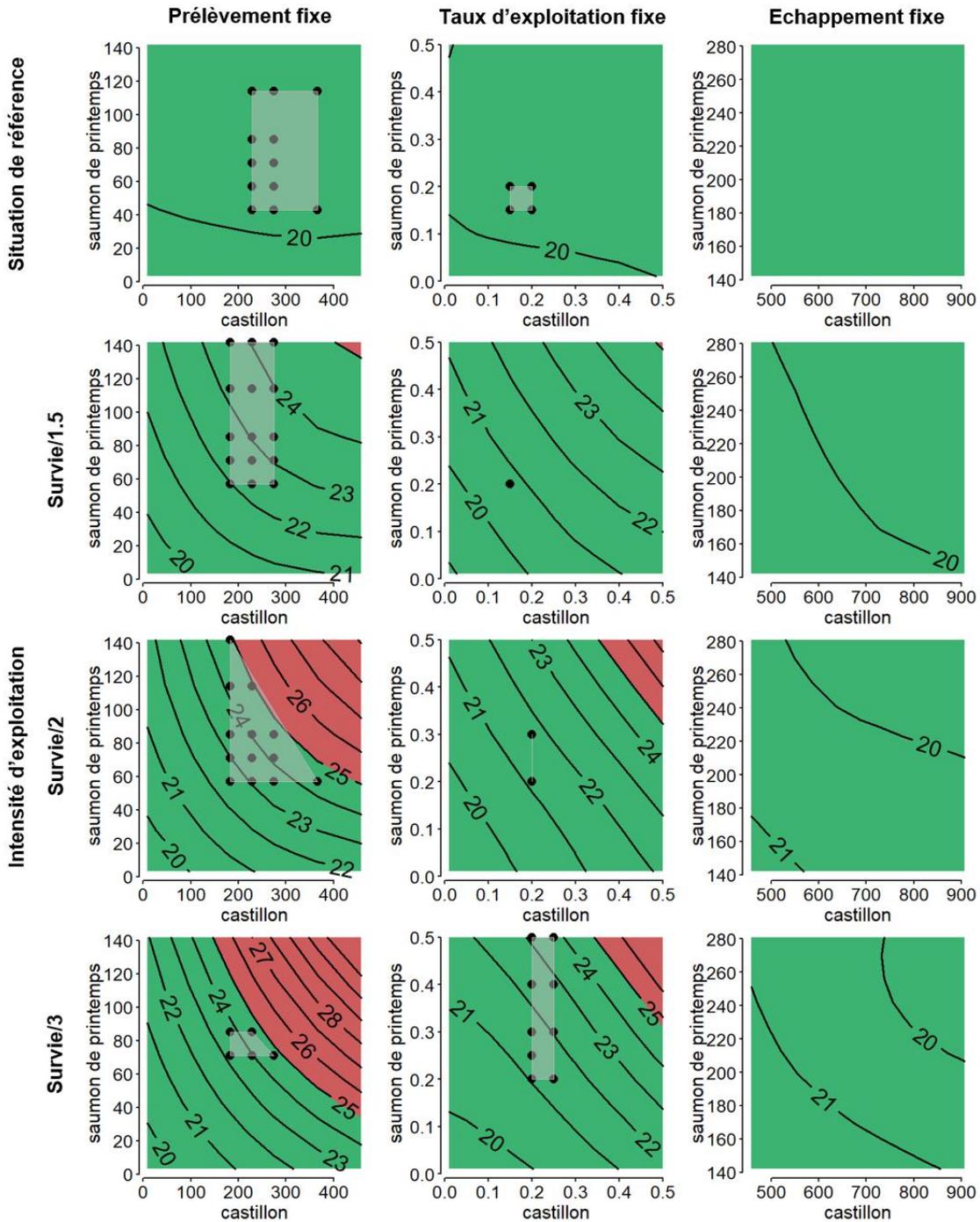


Figure A.VI.1. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Léguer dans les situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation, selon l'intensité d'exploitation exprimée en matière de survie (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans intensification de l'exploitation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

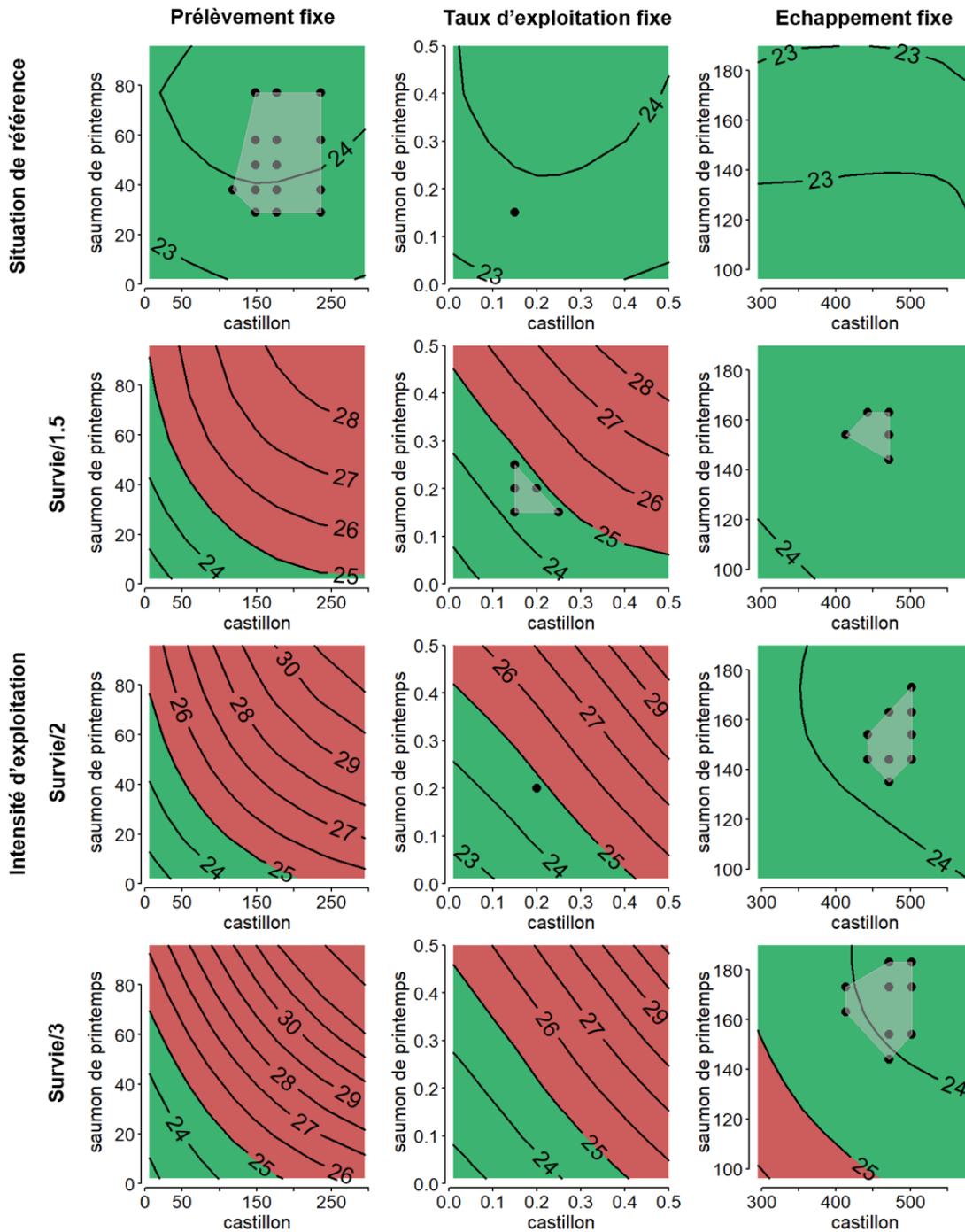


Figure A.VI.2. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur l'Elorn dans les situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation, selon l'intensité d'exploitation exprimée en matière de survie (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans intensification de l'exploitation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

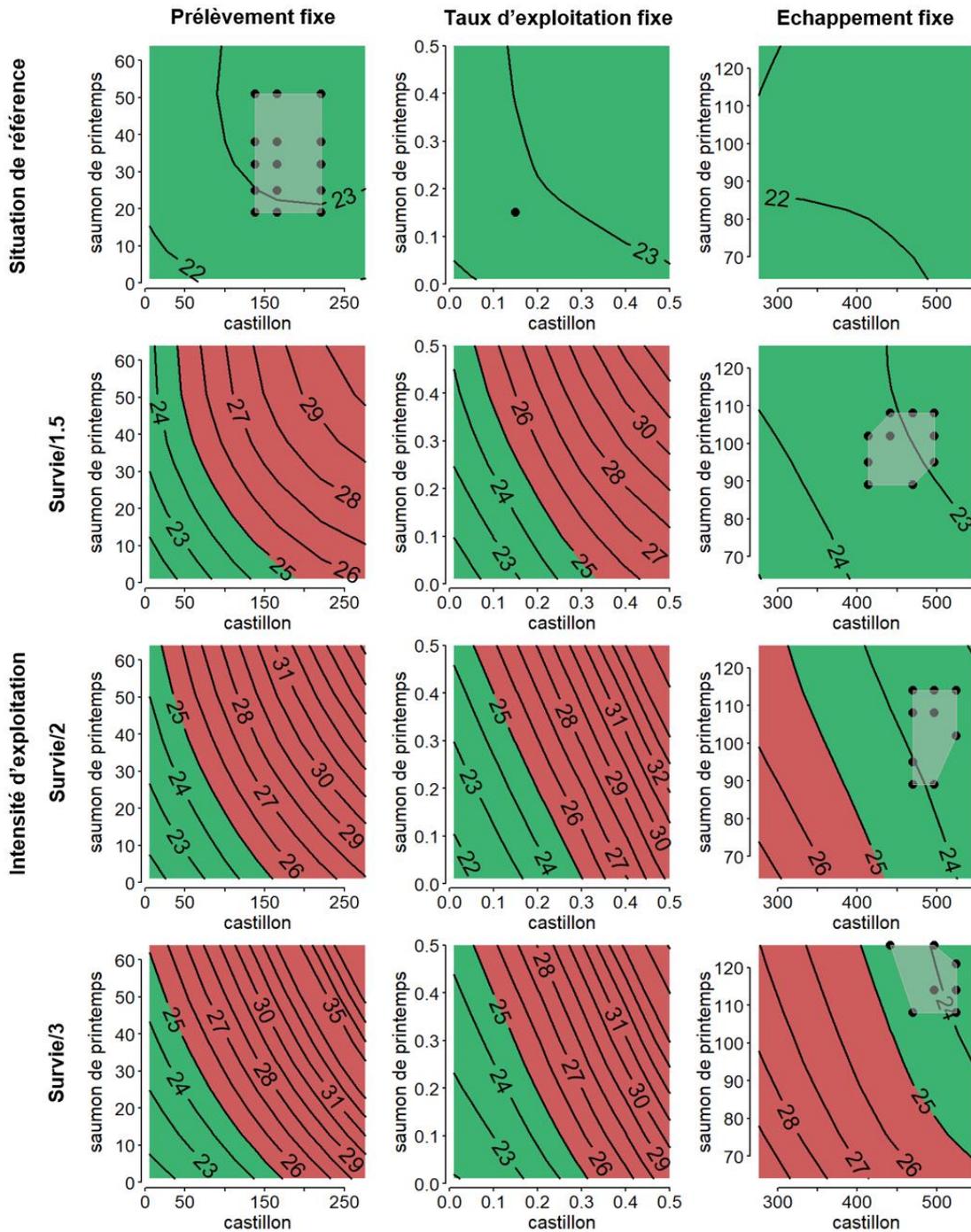


Figure A.VI.3. Diagrammes de risque de faible recrutement des différents scénarios de régulation appliqués sur le Scorff dans les situations avec intensification de l'exploitation et sans erreur d'implémentation, selon l'intensité d'exploitation exprimée en matière de survie (ligne) et par RCE (colonne). La première ligne illustre la situation de référence (*i.e.* sans intensification de l'exploitation). Les limites de régulation des castillons sont en abscisse; et celles des saumons de printemps en ordonnée. La couleur verte symbolise la zone de respect de la conservation et la zone rouge celle du non-respect. Le niveau des courbes d'iso-risque de faible recrutement est indiqué en %. Les scénarios de régulation les plus performants sélectionnés *in fine* sont figurés par des points.

Annexe A.VII. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Léguer, le Douron, l'Elorn et le Scorff en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques.

Léguer

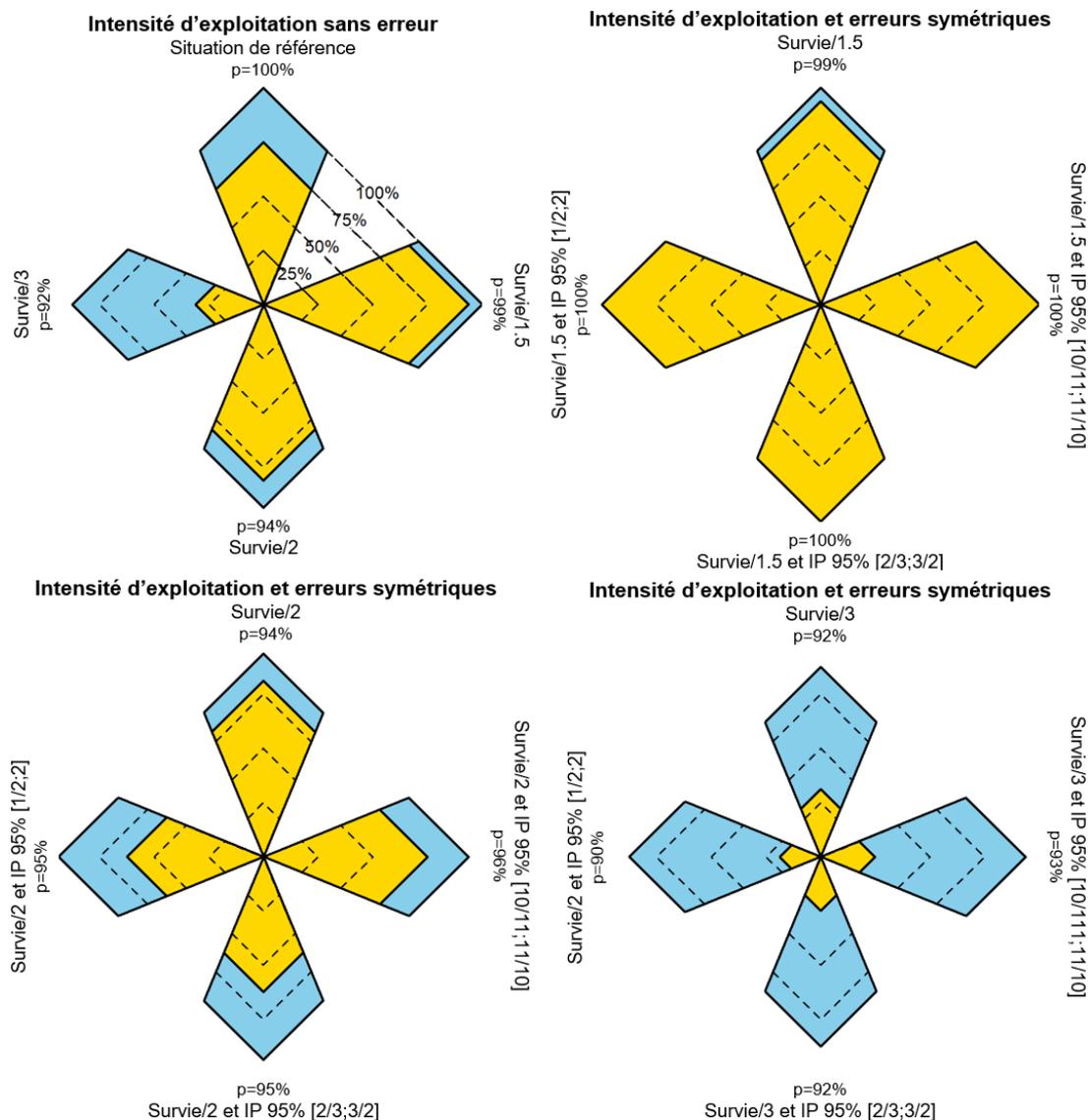


Figure A.VII.1. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Léguer en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur symétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Douron

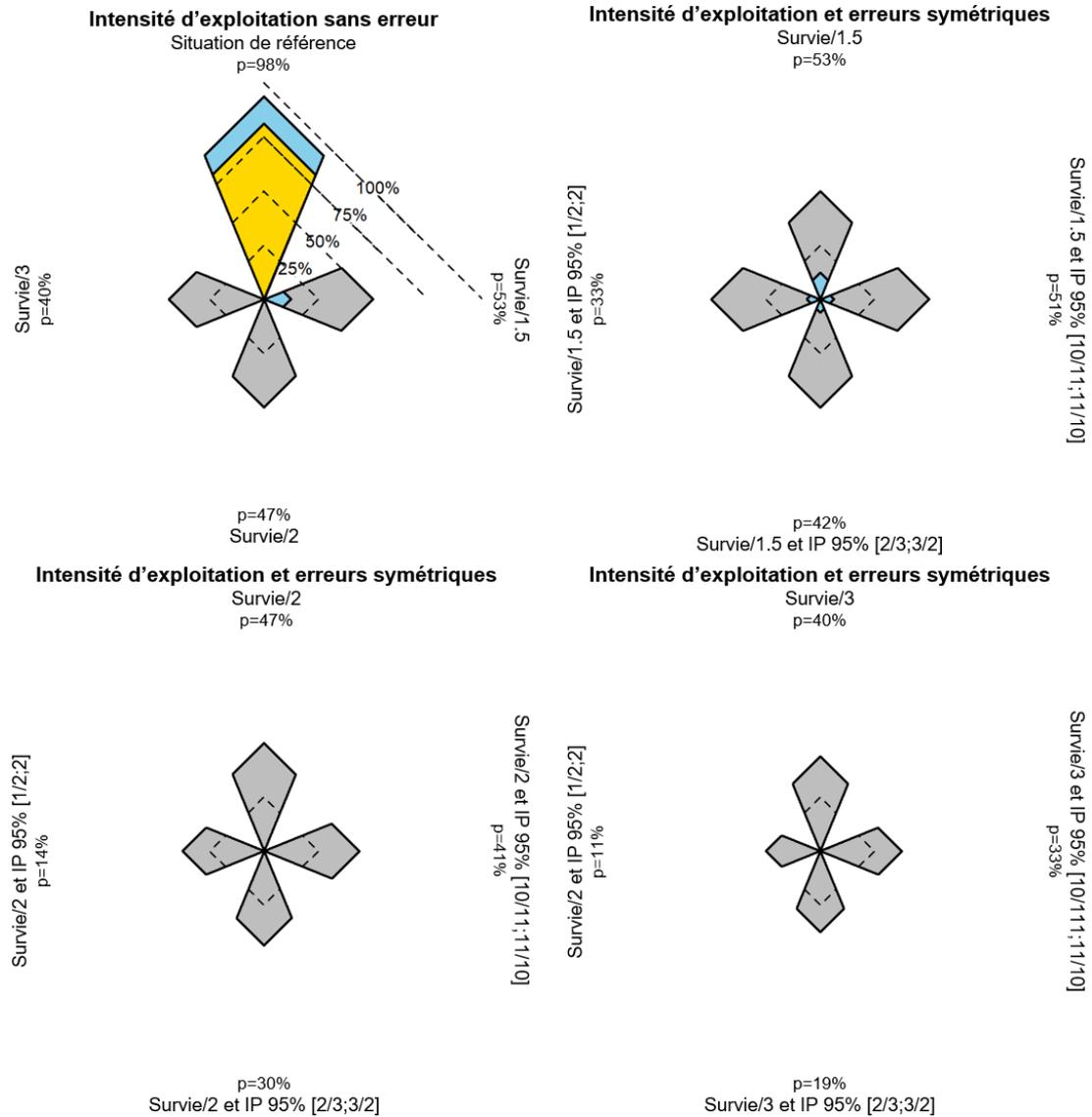


Figure A.VII.2. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Douron en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur symétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélevement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Elorn

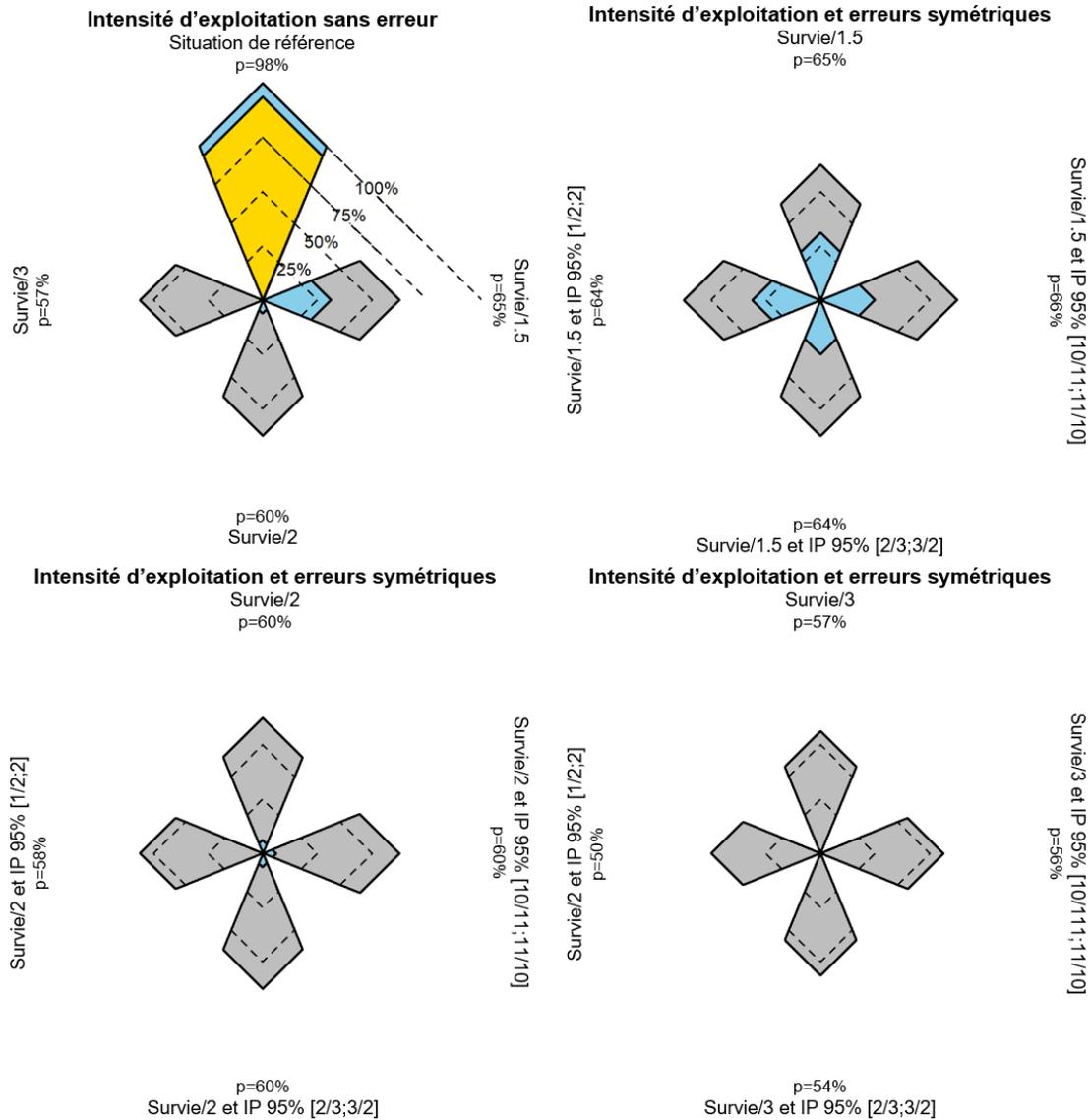


Figure A.VII.3. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur l'Elorn en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur symétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

Scorff

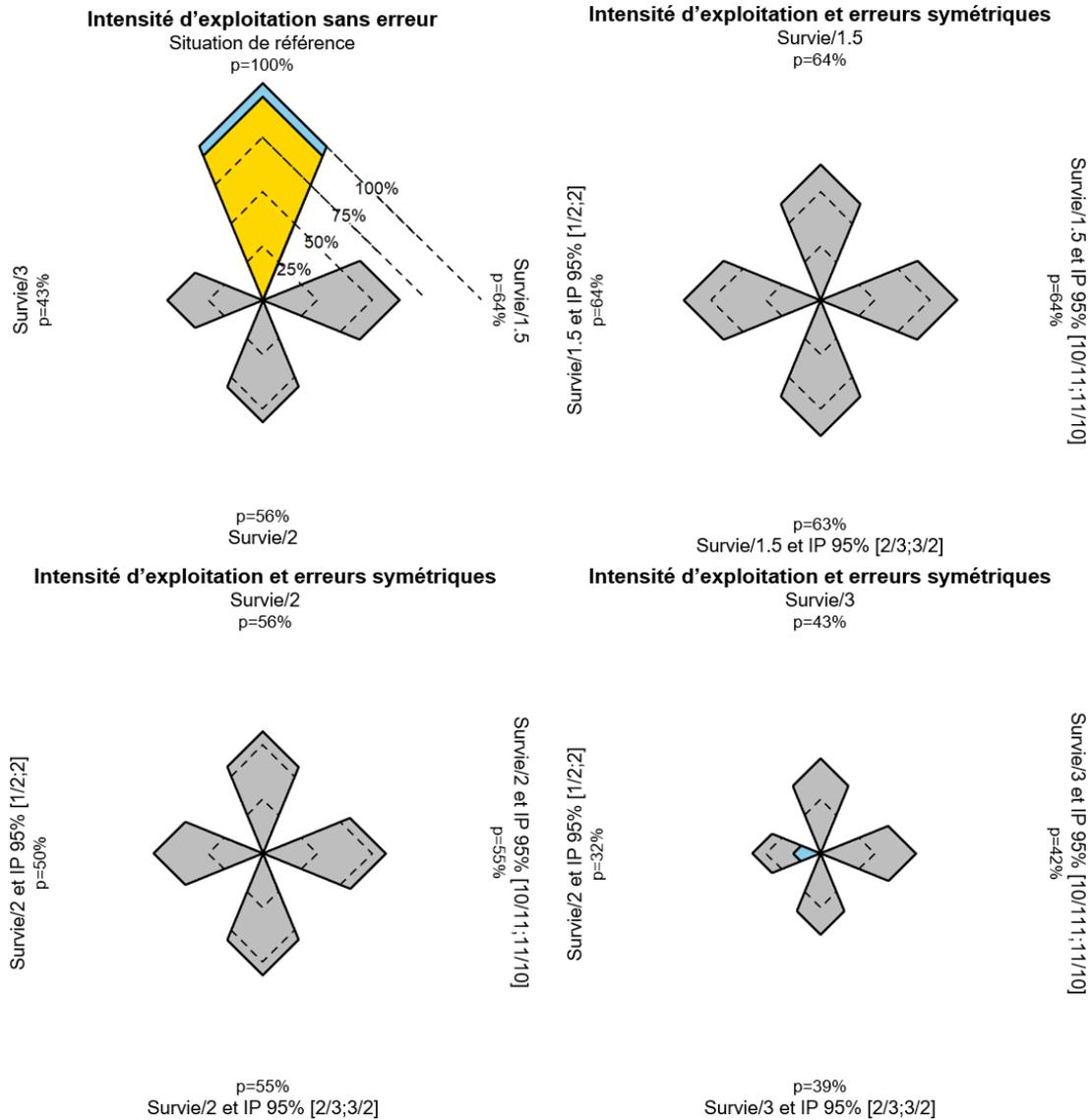


Figure A.VII.4. Evolution de la répartition par RCE des scénarios de régulation les plus performants sur le Scorff en fonction de l'intensification de l'exploitation et de l'amplification des erreurs symétriques. Chaque étoile à l'exception de la première, est relative à une modalité d'intensification de l'exploitation. La taille des branches indique le nombre de scénarios retenus *in fine* (au maximum 16) qui lui-même dépend directement de la proportion des scénarios qui respectent la conservation (notée p). Chaque branche donne la proportion de scénarios les plus performants selon la RCE, relativement à la proportion de ceux qui respectent la conservation. La première branche (verticale supérieure) correspond à une modalité d'intensification de l'exploitation et l'erreur symétrique s'amplifie en se déplaçant dans le sens des aiguilles d'une montre. Code couleur des RCE : prélèvement fixe en jaune, taux d'exploitation fixe en bleu et échappement fixe en gris.

