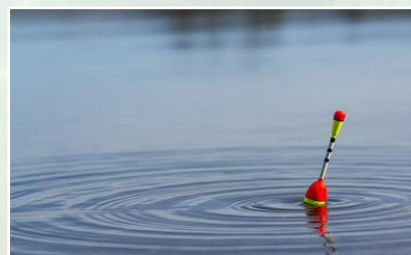


Evaluation de la mise en place de fenêtres de capture pour le brochet (*Esox lucius*) sur le territoire du bassin Adour-Garonne.



- mars 2024 -



Ce document a été rédigé par Nicolas Guillerault (contact : nicolas.guillerault@yahoo.fr), en qualité de docteur en écologie, sous le statut d'auto-entrepreneur. La restitution de la version finale du document a eu lieu le 1^{er} mars 2024.

La production de ce document a été pilotée par Aurélia Martino-L'Hostis (Union des Fédérations pour la pêche et la protection du milieu aquatique du Bassin Adour Garonne, UFBAG), David Cazaubon (Fédération Départementale pour la Pêche la Protection du Milieu Aquatique, FDPPMA, de Charente-Maritime), Jean Martin (FDPPMA de Gironde), Vincent Renard (FDPPMA des Landes), Patrice Jaubert (FDPPMA du Lot), Jean-Pierre Faure (FDPPMA du Rhône) et Yannick Sabrié (FDPPMA du Tarn-et-Garonne).

Ce travail a été financé par La Fédération Nationale pour la Pêche en France (FNPF), l'UFBAG, la FDPPMA 17, la FDPPMA 33, la FDPPMA 40, la FDPPMA 46 et la FDPPMA 82. Une contribution significative a également été apportée par la FDPPMA 81, par le partage de données.



Les illustrations situées en 1ère de couverture sont soumises à licence. Elles ont été obtenues via www.stock.adobe.com, à l'exception de la photographie représentant la remise à l'eau d'un brochet (en haut à gauche dans le groupe de photos). Cette dernière a été fournie par Célian Templier (FDPPMA 82).

TABLE DES MATIERES

LISTE DES ABREVIATIONS ET DES SYMBOLES

RESUME

INTRODUCTION	1
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1. Rôle des gros individus dans les populations.....	5
1.1. Renouveau des générations	5
1.1.1. Quantité d'œufs.....	5
1.1.2. Performances des œufs, des larves et des juvéniles	6
1.1.3. Survie	8
1.1.4. Dynamique.....	9
1.3. Evolution.....	10
1.4. Equilibres biologiques.....	11
1.5. Halieutisme	12
2. Effets des fenêtres de capture.....	15
2.1. Modélisation des fenêtres de capture	15
2.1.1. Généralités	15
2.1.1.1. Les différents modèles utilisés	15
2.1.1.2. Densité-dépendance	18
2.1.2. Modélisation appliquée au brochet.....	18
2.1.2.1. Effets sur les populations de brochets.....	18
2.1.2.2. Effets sur les captures de brochets	23
2.1.2.3. Effets sur les prélèvements de brochets	25
2.1.2.4. Compromis entre exploitation et conservation des populations de brochets.....	28
2.1.2.5. Effets à long terme/Evolution.....	30
2.1.3. Modélisation appliquée à d'autres espèces.....	31
2.2. Tests <i>in situ</i> des fenêtres de capture.....	43
2.2.1. Effets sur le brochet	43
2.2.2. Effets sur d'autres espèces	48

ANALYSE DE DONNEES ISSUES DE CARNETS DE CAPTURES.....	54
1. Données collectées via l'application mobile « FishFriender ».....	54
1.1. Méthode.....	54
1.1.1. Collecte des données.....	54
1.1.2. Préparation des données.....	55
1.1.3. Description des données	55
1.1.4. Analyse des données.....	56
1.2. Résultats.....	57
1.2.1. Analyse Avant-Après fenêtre de capture	57
1.2.2. Analyse Avec-Sans fenêtre de capture	59
2. Données collectées par des carnets de captures distribués dans le Lot.....	60
2.1. Méthode.....	60
2.1.1. Collecte des données.....	60
2.1.2. Analyse des données.....	61
2.2. Résultats.....	61
3. Discussion.....	62
DISCUSSION	66
1. Pertinence des fenêtres de capture pour la gestion des populations de brochets.....	66
1.1. Performances halieutiques et conservation	66
1.2. Adaptation aux usages.....	68
2. Conditions pour une bonne FDC.....	69
2.1. Adaptation à la pression de pêche	69
2.2. Acceptation des pêcheurs	69
2.2.1. Atteinte des effets escomptés.....	69
2.2.2. Réflexion autour des FDC déjà utilisées	70
3. La modélisation comme outil d'aide à la décision	72
4. Les suivis de terrain, éléments indispensables de l'évaluation des effets d'un changement de réglementation.	74
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	77
ANNEXES	94

LISTE DES ABREVIATIONS ET DES SYMBOLES

c.-à-d. : c'est-à-dire.

CMR : capture-marquage-recapture.

CPUE : captures par unité d'effort.

E. T. : écart-type.

FDC : fenêtre de capture.

FDP : fenêtre de protection (inverse d'une FDC).

L : longueur du corps (représente généralement la longueur totale).

L_{mat} : longueur à maturité de l'espèce considérée (indique généralement la taille à laquelle 50 % de la population est en capacité de se reproduire).

L_{max} : longueur maximale atteinte par l'espèce considérée.

L_{∞} : longueur asymptotique théorique ($\neq L_{max}$), obtenue à partir de l'équation de croissance de Von Bertalanffy.

n : nombre (si ce n'est pas précisé à la suite, indique un nombre d'observations).

nb : *nota bene*

nd : non disponible (concerne généralement des valeurs manquantes dans un tableau)

pois./pê./j : poisson par pêcheur et par jour (poisson/pêcheur/jour)

p. ex. : par exemple.

SPR : spawning potential ratio (potentiel de frai d'une population).

TMinC : taille minimale de capture.

TMaxC : taille maximale de capture (inverse d'une TMinC).

\pm : plus ou moins (+/-)

\approx : environ

RESUME

La pêche entraîne souvent la diminution de l'abondance et la raréfaction des plus gros individus des populations de brochets, malgré l'existence d'une réglementation sur la taille des captures, ce qui a des conséquences sur la conservation des espèces et la qualité de la pêche. Pour estimer la pertinence des fenêtres de capture comme alternative aux tailles minimales de captures, une synthèse bibliographique et une analyse des données issues de carnets de capture, numériques et manuscrits, ont été réalisées.

La synthèse bibliographique révèle que 1), chez le brochet, la remise à l'eau des individus les plus gros présente l'intérêt de conserver les femelles les plus fécondes et de garantir la satisfaction d'une part importante des pêcheurs amateurs, 2) l'amélioration de la taille des captures, engendrée par la mise en place d'une fenêtre de capture, se fait au détriment de la biomasse prélevée, mais les fenêtres de capture ont le potentiel de permettre un compromis entre des critères de rendement et des critères de qualité des captures, 3) les fenêtres de capture doivent être adaptées aux conditions locales, et 4) les rares tests de fenêtres de capture en milieu naturel montrent des résultats variables mais généralement favorables à l'utilisation des fenêtres de capture. L'analyse de données issues de carnets de capture ne montre pas de résultats probants, en raison du manque de recul sur la mise en place de la mesure et du manque d'informations sur l'effort de pêche et les prélèvements.

L'état actuel des connaissances sur les fenêtres de capture permet de justifier l'intérêt de leur application dans certaines pêcheries récréatives. Des travaux complémentaires sont nécessaires pour confirmer leur efficacité dans différents contextes socio-écologiques.

INTRODUCTION

Qu'elle soit commerciale ou récréative, la pêche modifie la taille et la structure des populations de poissons. L'effet le plus évident de la pêche est la diminution de la taille des populations exploitées (biomasse et abondance), mais l'augmentation de l'effort de pêche entraîne également une diminution de l'âge et de la taille des individus capturés (p. ex. Beamish *et al.*, 2006 ; Barnett *et al.*, 2017). En effet, chez de nombreuses espèces la vulnérabilité à la capture augmente avec la taille du corps (p. ex. Pierce *et al.*, 1995 et Arlinghaus *et al.*, 2017, pour le brochet ; Tsuboi *et al.*, 2021, pour les salmonidés). Les gros individus ont généralement une plus grande mobilité que leurs congénères de petite taille, leur demande métabolique est plus grande et leur spectre alimentaire est plus large, ce qui augmente la probabilité de rencontrer un filet ou de saisir un appât ou un leurre (Lennox *et al.*, 2017). Les plus gros individus sont donc rapidement extraits du milieu et, puisqu'ils sont naturellement moins abondants dans les populations, l'effet de leur prélèvement s'observe rapidement sur la structure des populations.

Pour réguler l'exploitation des ressources halieutiques, le respect d'une taille minimale de capture (appelée « TMinC » dans la suite du document), qui impose la remise à l'eau des individus ne dépassant pas une certaine taille, est appliqué dans de nombreuses masses d'eau autour du monde. En France, les TMinC des espèces d'eau douce ont été inscrites dans le code fluvial dès 1829. Elles sont aujourd'hui inscrites dans le code de l'environnement (articles R436-18 à R436-20) et ont pour objectif de garantir le renouvellement des générations en protégeant les individus jusqu'à leur maturité sexuelle. Cependant, le déclin de nombreuses populations gérées par TMinC a montré les limites de cette réglementation pour maintenir l'abondance de populations exploitées et les performances des pêcheries (p. ex. Post *et al.*, 2002 ; Birkeland & Dayton, 2005 ; Sánchez-Hernández *et al.*, 2016). Les TMinC entraînent généralement une troncation marquée de la structure en taille des populations, en concentrant la mortalité par pêche sur les individus les plus gros. Cet effet a été observé chez de nombreuses espèces comme le brochet (*Esox lucius*), la truite fario (*Salmo trutta*), la perchaude (*Perca flavescens*) et le doré (*Sander vitreus*) (Olson & Cunningham, 1989 ; Pierce *et al.*, 1995 ; Braña *et al.*, 2002 ; Stone & Lot, 2002 ; Lauer *et al.*, 2004).

Parfois considérés comme de mauvais reproducteurs et d'avidés prédateurs de congénères plus petits, les gros individus jouent pourtant un rôle important dans la dynamique et la résilience des populations (Berkeley *et al.*, 2004b ; Hixon *et al.*, 2014), et leur capture est très appréciée par les pêcheurs (Birdsong *et al.*, 2021). Différentes réglementations ont donc été proposées par les gestionnaires pour conserver les individus les plus gros des populations tout en permettant le prélèvement d'une partie des captures. Dans certaines masses d'eau, une Taille Maximale de Capture (appelée « TMaxC » dans la suite du document) impose la remise à l'eau des plus gros individus et autorise le prélèvement des plus petits (c.-à-d. l'inverse des TMinC). Dans d'autres

endroits, une TMinC est combinée à une TMaxC taille maximale de capture pour autoriser ou interdire le prélèvement des individus d'une certaine classe de taille. Une fenêtre de protection (notée « FDP » dans la suite du document) interdit le prélèvement des individus de taille intermédiaire et autorise celui des individus les plus petits et les plus gros de la population (p. ex. Pierce, 2010, pour le brochet). A l'inverse, une Fenêtre De Capture (notée « FDC » dans la suite du document) autorise le prélèvement des individus de taille intermédiaire et impose la remise à l'eau des individus les plus petits et des individus les plus gros.

Les FDC ont été étudiées dès les années 70 aux Etats-Unis (Reed, 1980) mais le véritable intérêt pour cette réglementation parmi les scientifiques et les gestionnaires est bien plus récent (Arlinghaus *et al.*, 2010). Complètement inexistantes dans le domaine public français avant 2018, les FDC, parfois appelées « double maille », sont aujourd'hui au centre de l'attention de nombreuses Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FDPPMA) et Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA). Les premiers tests de FDC dans le domaine public français ont été réalisés dans deux lacs du département du Rhône (FDC = 50-70 cm) et dans 1 lac du département du Cantal (FDC= 60-100 cm), à partir de 2019, et c'est dans le Lot, en 2020, qu'une FDC a pour la première fois été rendue obligatoire à une échelle départementale.

Le brochet (*Esox lucius*) est le plus gros poisson prédateur autochtone d'eau douce de France métropolitaine. Les populations de brochets sont, d'une manière générale, en déclin sur le territoire français (Santos *et al.*, 2022) et il est classé vulnérable en raison de la raréfaction et de la dégradation de ses habitats, notamment les prairies inondables où il se reproduit (UICN, 2019). Le brochet est une espèce très prisée par les pêcheurs et très sensible aux effets de la pêche en raison de sa forte vulnérabilité à la capture (Kempinger & Carline, 1978 ; Margenau *et al.*, 2003 ; Langangen *et al.*, 2011 ; Bergström *et al.*, 2022). Mosindy *et al.* (1987) observent dans le lac Savanne (364 ha, Ontario, Canada) qu'une pression de pêche de 1,24 h/ha peut entraîner le prélèvement de 50 % de la productivité annuelle de la population de brochets. Arlinghaus *et al.* (2010) estiment par modélisation que, lorsqu'aucune réglementation n'est appliquée, une population de brochets peut diminuer de moitié quand la pression de pêche est de 50 h/ha/an et complètement s'effondrer (< 1 ind./ha) dès que la pression de pêche atteint 130 h/ha/an. Díaz (2015) observent dans 18 lacs (< 12 ha) de Basse Saxe (Allemagne) qu'environ 60 % des populations de brochets sont surexploitées. Pierce *et al.* (1995) observent dans 7 lacs du Minnesota (55-254 ha, Etats-Unis) que le taux d'exploitation annuel des brochets est compris entre 4 % et 22 %, et peut aller jusqu'à 46 % pour les individus de plus de 50 cm. Guillerault *et al.* (2012) observent, dans le Lot, que 60 % des individus capturés dépassant la taille légale de capture sont conservés par les pêcheurs et que le taux de prélèvement augmente avec la taille des captures. L'effet de la pêche sur le brochet peut également être marqué malgré l'absence de prélèvements. Hühn & Arlinghaus (2011) reportent que la mortalité des brochets relâchés est en moyenne de 7,1 % (min = 0 %, max = 33 %) et Arlinghaus *et al.* (2010) estiment qu'une pression de pêche de 200 h/ha/an peut entraîner

une diminution de 20 % de la population de brochets malgré la remise à l'eau de toutes les captures.

Différentes réglementations ont été testées pour maintenir l'abondance et la taille des brochets. Snow & Beard (1972) observent, dans le lac Bucks (24 ha, Wisconsin, Etats-Unis), le manque d'efficacité de $T_{MinC} = 46$ cm et 56 cm pour le maintien de la structure en taille et de l'abondance des brochets. Pierce (2010) observe dans 22 lacs du Wisconsin (37-2189 ha, Etats-Unis) qu'une $T_{MinC} = 76$ cm permet d'améliorer la structure en taille des populations sans améliorer le taux de capture, que les $T_{MaxC} = 51$ cm à 61 cm entraînent une augmentation (≈ 10 %) de la proportion d'individus au-dessus de la T_{MaxC} et une diminution du taux de capture, et que les FDP = 51-76 cm et 76-100 cm donnent des résultats très variables et entraînent d'une manière générale une augmentation de la proportion d'individus dans la FDP (≈ 20 %) sans affecter le taux de capture. Tiainen *et al.* (2017) observent dans deux lacs (3,5-8 ha, Finlande) que le prélèvement de 50 % de la population peut entraîner la disparition totale des individus d'une taille supérieure à la T_{MinC} après 3 ans.

Alors que différentes FDPPMA ont pu suivre la démarche entamée dans le Lot ou dans le Rhône, en mettant en place une FDC pour le brochet dans tout le domaine public départemental entre 2021 et 2023 (p. ex. les FDPPMA 82, 40, 33 et 02) ou dans certaines masses d'eau (p. ex. la FDPPMA 15), voire même d'expérimenter la mesure sur d'autres espèces comme la truite, la perche ou le sandre (p. ex. les FDPPMA 69 et 81), certaines FDPPMA se voient bloquées dans la mise en place de FDC sur leur territoire. En effet, le code de l'environnement ne mentionne pas la possibilité d'imposer une taille au-dessus de laquelle les captures doivent être relâchées. De plus, les bases scientifiques justifiant l'intérêt des FDC se situent dans une littérature scientifique anglophone très éparse et les preuves de l'efficacité de cette mesure par des tests *in situ* sont encore très rares.

L'objectif de ce document est de synthétiser les connaissances sur les fenêtres de capture pour identifier les atouts et les limites de cette réglementation pour la gestion des populations de brochets. La première partie du document présente d'abord le rôle des individus les plus gros dans les populations, puis synthétise les résultats des travaux théoriques et expérimentaux sur les fenêtres de capture. La seconde partie du document présente les résultats de l'analyse de données de pêche à la ligne récoltées dans différentes masses d'eau de France métropolitaine, en particulier dans le bassin Adour-Garonne, où une fenêtre de capture a été mise en place pour le brochet.

ELEMENTS ESSENTIELS

- CONTEXTE -

- La pêche peut avoir un **effet marqué** sur les populations de brochets, notamment par la raréfaction des individus les plus gros.
- Les gros brochets ont une forte **importance** écologique et halieutique.
- Les fenêtres de capture sont une **alternative** aux tailles minimales de captures. Elles ont pour objectif de maintenir la structure en taille des populations tout en autorisant des prélèvements.
- Les fenêtres de capture sont mal connues parmi les pêcheurs et les gestionnaires de la pêche récréative en France. Il est nécessaire de faire un **bilan des connaissances** sur le sujet.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Rôle des gros individus dans les populations

1.1. Renouvellement des générations

1.1.1. Quantité d'œufs

Chez de nombreuses espèces, le succès reproducteur augmente avec la longueur et la masse du corps (Lester *et al.*, 2004). Les femelles les plus grandes et les plus âgées produisent plus d'œufs car leur volume corporel est plus grand et parce qu'elles investissent plus d'énergie dans la production des œufs (p. ex. Trippel, 1998 ; Berkeley *et al.*, 2004a ; Olin *et al.* 2017). La relation entre la masse corporelle et la taille des gonades peut être linéaire (isométrique) ou exponentielle (hyperométrique). On parle alors d'iso-allométrie ou d'hyper-allométrie (p. ex. Barneche *et al.*, 2018). Le déclin des femelles les plus grosses peut donc rapidement réduire la production totale d'œufs d'une population, ce qui est considéré comme l'un des facteurs majeurs de diminution du recrutement dans certaines populations exploitées (Marshall *et al.*, 2010 ; Barneche *et al.*, 2018). Chez le brochet, la fécondité augmente généralement de manière iso-allométrique (Frost & Kipling, 1967 ; Wright & Shoesmith, 1988 ; Figure 1) mais certains travaux suggèrent qu'elle peut être hyper-allométrique, notamment lorsque la densité de congénères est faible (Raat, 1988 ; Edeline *et al.*, 2007). La capacité d'une population à produire des œufs en quantité est un facteur majeur de résilience face aux perturbations du milieu (Ahrens *et al.* 2020).

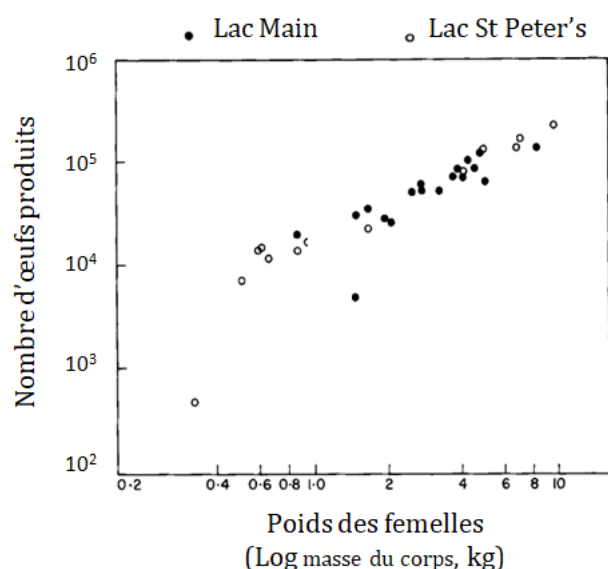


Figure 1. Relation entre masse du corps des femelles et fécondité chez le brochet, d'après Wright & Shoesmith (1988)

Remarque : cette figure ainsi que toutes celles issues de la littérature scientifique anglophone présentées dans la suite du document ont été traduites de l'anglais pour en faciliter la compréhension.

Chez les espèces parmi lesquelles les femelles ont un taux de croissance supérieur à celui des mâles et donc *in fine* une vulnérabilité à la capture supérieure, comme chez le brochet (Craig *et al.*, 1996), le sexe-ratio des captures n'est généralement pas équilibré, ce qui peut affecter le recrutement de certaines populations (Carver *et al.*, 2005 ; Hamilton *et al.*, 2007). Casselman (1975), dans les lacs Smocky Hollow et Manitoulin (31 - 98 ha) et le Saint Laurent (Ontario, Canada), ainsi que Paxton *et al.* (1999), dans le lac Windermere (14,7 km², Angleterre), observent par exemple que le sexe-ratio (rapport entre le nombre de mâles et le nombre de femelles) des brochets est de plus en plus déséquilibré en faveur des mâles avec l'augmentation de la pression de pêche. Or, la raréfaction des femelles peut entraîner une diminution de la production d'ovules à l'origine d'une diminution de la quantité de juvéniles produits annuellement, comme l'observent Langangen *et al.* (2011) dans la population de brochets du lac Windermere. Stubberud *et al.* (2019), par modélisation, et Tiainen *et al.* (2017), dans deux lacs finlandais (< 12 ha), observent que chez le brochet la gestion par TMinC favorise la capture des femelles et entraîne une forte diminution du taux de croissance des populations. Une TMinC = 50 cm entraîne, par exemple, un prélèvement de femelles 50 % supérieur à celui des mâles (Stubberud *et al.*, 2019). Chez les espèces polygames, comme le brochet, la production totale de spermatozoïdes est souvent nettement supérieure à la production d'ovocytes (Rankin & Kokko, 2007). Un sexe-ratio légèrement déséquilibré en faveur des femelles est donc supportable et peut même augmenter la production de juvéniles (Reed, 1982). Le déséquilibre des prélèvements doit toutefois rester modéré, pour ne pas créer un déficit de sperme. Stubberud *et al.* (2019) estiment que la quantité de mâles peut devenir limitante lorsqu'ils représentent plus de 69 % des captures. Langangen *et al.* (2011) observent, dans le lac Windermere, que la plus forte capturabilité des perches mâles, qui représentent 80-90 % des captures, provoque un déficit de sperme à l'origine d'une nette diminution de l'abondance de l'espèce, malgré un taux de prélèvement annuel modéré (≈ 30 %). De plus, le maintien des femelles dans la population pourrait être encore plus important dans l'avenir, car l'augmentation de la température a tendance à masculiniser les populations de poissons (Geffroy & Wedekind, 2020).

1.1.2. Performances des œufs, des larves et des juvéniles

Il existe un lien, non génétique, entre le phénotype de la mère et celui de sa progéniture (appelés effet maternel, Bernardo, 1996). Pagel *et al.* (2015) observent, par exemple, une relation positive entre le taux de croissance des femelles brochets dans leurs premières années de vie et le taux de croissance de leurs juvéniles. Les femelles produisent généralement des œufs de moins bonne qualité lors de leur première reproduction (p. ex. Hubenova *et al.*, 2007, pour le brochet). La taille et la qualité des œufs augmente ensuite avec la taille du corps des femelles (p. ex. Wright & Shoemith, 1988, pour le brochet) et leur âge (Johnston, 1997 ; Vallin & Nissling, 2000). Les œufs les plus gros ont un meilleur taux de survie dans des conditions de faible concentration en oxygène (Einum *et al.*, 2002) et produisent des larves de plus grande taille ayant un taux

de croissance plus élevé (Wallace & Aasjord, 1984 ; Einum & Fleming, 2000). Berkeley *et al.* (2004a) observent, par exemple, chez le sébaste noir (*Sebastes melanops*), que le taux de croissance des jeunes produits par des femelles âgées de 17 ans est 3 fois supérieur à celui de ceux produits par de femelles de 5 ans. Vers la fin de leur vie, les poissons peuvent subir une sénescence reproductive (c.-à-d. une diminution de leurs performances reproductives liée à l'âge) qui peut affecter le recrutement, comme cela a été observé par Eslinger *et al.* (2010) chez le maskinongé (*Esox masquinongy*). Cependant, les individus très âgés représentent une faible proportion des populations exploitées (p. ex. Benoit *et al.*, 2018) et l'effet des individus sénescents sur la dynamique de la population est généralement considéré comme négligeable chez le brochet (Arlighaus *et al.*, 2010 ; Pagel *et al.*, 2015).

Les poissons les plus gros ont également tendance à pondre plus précocement que leurs congénères de petite taille, car ils possèdent de meilleures réserves lipidiques à la sortie de l'hiver, ce qui entraîne un meilleur taux d'éclosion et un meilleur taux de survie des larves (p. ex. Trabelsi *et al.*, 2015, pour le brochet) et rallonge la durée de nourrissage des larves (Miranda & Muncy, 1987 ; Bobko & Berkeley, 2004). Les larves les plus grosses nagent plus vite, évitent plus facilement les prédateurs (Miller *et al.*, 1988), accèdent plus facilement à leur nourriture (Marteinsdottir & Steinarsson, 1998), survivent mieux aux périodes de stress alimentaire (Miller *et al.*, 1988 ; Chambers & Leggett, 1996) et ont un plus faible taux de mortalité hivernale (Hurst & Conover, 1998). Or, une petite différence de taux de survie aux stades précoces de vie peut parfois avoir un effet important sur la taille de la cohorte (Miller *et al.*, 1988 ; Chambers & Trippel, 2012 ; Calduch-Verdiell *et al.*, 2014). Venturelli *et al.* (2010) observent, par exemple, que la survie des juvéniles de dorés du lac Erie (25744 km², frontalier entre Etats-Unis et Canada) a été multipliée par 1,68 à 2,75 après que l'âge moyen des femelles soit passé de 3,03 ans à 4,44 ans (grâce à un changement de réglementation). Wootton *et al.* (2021) observent, chez le poisson zèbre (*Danio rerio*), que la présence de femelles de grande taille limite la diminution du recrutement causée par l'augmentation de la température moyenne de l'eau (sensée simuler les effets du réchauffement climatique), car les femelles les plus grandes produisent des œufs plus gros, ce qui permet aux larves de compenser le plus fort budget énergétique lié à l'augmentation de la température.

Toutefois, les effets maternels liés à la taille et leur lien avec le recrutement sont très fortement mitigés par les conditions environnementales (p. ex. Videnes *et al.*, 2016 ; Ahrens *et al.* 2020 ; Monk *et al.*, 2021, pour le brochet). Pagel *et al.* (2015) observent, par exemple, dans le lac Döllnsee (25 ha, Brandebourg, Allemagne), que lors d'un printemps frais les performances des brochets issus d'œufs pondus précocement (par les plus grosses femelles) étaient plus faibles que celles des individus issus d'œufs pondus plus tard (par des femelle plus petites). Certaines années, les larves émergeant plus tardivement évoluent dans des conditions thermiques ou trophiques plus favorables, ce qui leur permet d'avoir un taux de croissance élevé et de rattraper, voire de dépasser, leur congénères plus précoces. Kotakorpi *et al.* (2013) reportent dans 3 lacs (3-14 ha) de Finlande que chez les plus vieilles femelles brochet le lien entre taille du corps et taille des

œufs est faible (et parfois négatif) dans une population non exploitée et devient fort (et toujours positif) lorsque la population est exploitée (Figure 2).

Le rôle de la taille des mâles sur les caractéristiques de leur progéniture est en revanche bien moins documenté que celui des femelles (Aich *et al.*, 2022) mais certains travaux suggèrent l'existence d'effets paternels. Chez la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*), le taux de fertilisation des œufs et la survie des larves sont positivement liés à la taille du mâle (Trippel *et al.*, 2005) et, chez le black-bass (*Micropterus salmoides*) les mâles les plus grands sont souvent plus protecteurs de leur nid ce qui augmente la survie des œufs et des larves (Wiegmann & Baylis, 1995).

Pour finir, on observe parfois un meilleur succès reproducteur des plus gros individus car ils utilisent des sites de pontes différents et de meilleure qualité que leurs congénères plus petits et plus jeunes. Chez les salmonidés, par exemple, les plus gros individus creusent en général leur nid dans des parties plus profondes des cours d'eau, ce qui limite les risques d'exondation, et leurs nids sont plus profonds, ce qui protège mieux les œufs et les larves des variations de débits et des prédateurs (Van den Berghe & Gross, 1984 ; Kondolf & Wolman, 1993 ; Steen & Quinn, 1999).

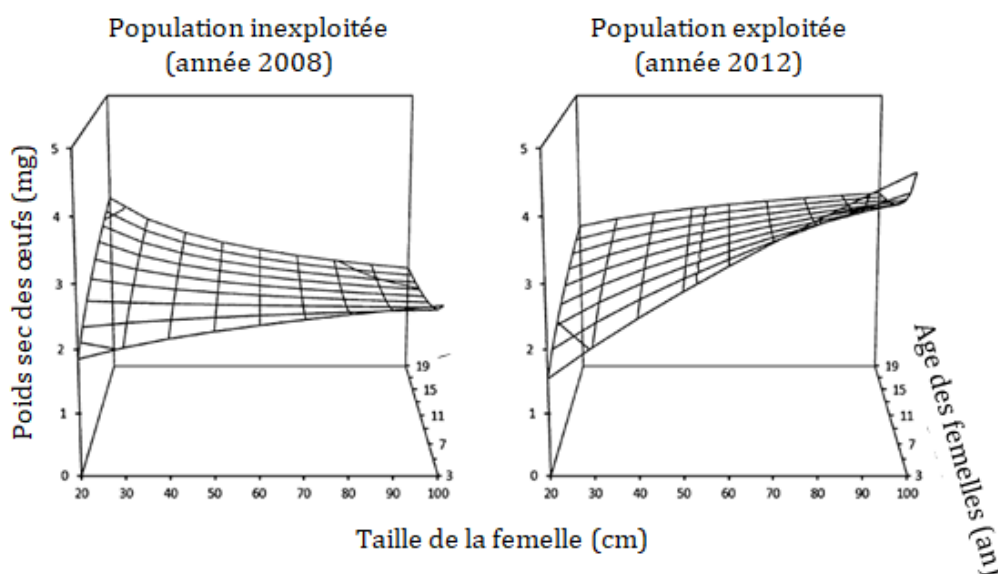


Figure 2. Relation entre taille (x), poids (y) et âge (z) des femelles brochet, d'après Kotakorpi *et al.* (2013).

1.1.3. Survie

Chez les poissons, la capacité à supporter le manque d'oxygène ou une température élevée est en partie liée à la taille du corps (McKenzie *et al.*, 2021). Différents changements métaboliques observés au cours de l'ontogénie, comme la capacité à métaboliser de l'Adénosine TriPhosphate (ATP, molécule fournissant l'énergie nécessaire au fonctionnement cellulaire) en condition anaérobique, permettent aux plus gros individus de mieux tolérer le manque d'oxygène que leurs congénères plus petits (Almeida-Val *et al.*, 2000 ; Nilsson & Ostlund-Nilsson, 2008 ; Urbina *et al.*, 2013). En revanche, la

température critique maximale (température à laquelle le poisson perd l'équilibre) et la capacité à maintenir le métabolisme aérobique (lié, par exemple, à la production de biomasse) est plus faible chez les gros individus. Les plus gros individus sont donc plus sensibles à l'élévation de la température de l'eau (Lindmark *et al.*, 2022). Toutefois, il semble que les gros individus aient une plus faible tolérance aux stress thermique aigu mais une meilleure tolérance aux stress thermique chronique que leurs congénères plus petits (Peralta-Maraver & Rezende, 2020).

La capacité de nage est positivement liée à la taille du corps (p. ex. Clough *et al.*, 2004 ; Cano-Barbacil *et al.*, 2020). Les plus gros individus ont une meilleure endurance à l'effort et une meilleure capacité d'accélération, ce qui favorise notamment le franchissement d'obstacles. Pour ces raisons, les plus gros individus sont plus à même se déplacer pour fuir des conditions physico-chimiques défavorables, faire face à des augmentations rapides de débits ou fuir un prédateur.

Un autre effet, non documenté chez les poissons, est l'expérience. Ce phénomène est bien connu chez certains vertébrés, chez qui le taux de succès reproducteur augmente avec l'âge en raison de l'expérience de la mère pour l'accès aux meilleures zones de reproduction, l'accès aux zones refuges ou pour le choix des partenaires (p. ex. Curio, 1983, chez les oiseaux ; Paitz *et al.*, 2007, chez les reptiles ; MacMahon & Bradshaw, 2005, chez les mammifères).

1.1.4. Dynamique

La présence de classes de taille variées parmi les reproducteurs permet d'étaler la reproduction dans le temps, en raison du décalage des pontes liées à la taille du corps des géniteurs et du nombre plus élevé de lots d'œufs pondus par les individus de grande taille (Nunes *et al.*, 2011 ; Marshall *et al.*, 2021). L'étalement des pontes permet de stabiliser la production de juvéniles car des larves émergent dans des conditions environnementales différentes et une partie d'entre elles peut évoluer dans des conditions favorisant leur croissance et leur survie, pendant un pic planctonique ou après des variations brutales de débit par exemple (Plaza *et al.*, 2004 ; Ohlberger *et al.*, 2014). L'étalement des pontes permet également de produire des jeunes aux phénotypes variés (Lowerre-Barbieri *et al.*, 1998) ce qui favorise le maintien des populations dans des conditions environnementales variables (Norberg *et al.*, 2001 ; Vindenes & Langangen, 2015).

En allongeant la période de reproduction et en produisant des œufs et des larves de meilleure qualité, les individus de grande taille et d'âge élevé permettent d'assurer un recrutement minimal et de stabiliser l'abondance des populations malgré la variabilité des conditions environnementales, ce qui a pour effet d'améliorer la résilience des populations face aux perturbations du milieu et à la pêche (Murawski *et al.*, 2001 ; Scott *et al.*, 2006 ; Lucero, 2009 ; Venturelli *et al.*, 2009 ; Brunel & Piet, 2013). On observe généralement une plus forte variabilité de l'abondance dans les populations composées d'une grande proportion de jeunes individus que dans les populations d'âges variés

(Anderson *et al.*, 2008). Dans des populations où le stock de reproducteurs est très largement dominé par de jeunes individus, une faible production de juvéniles, causée par des conditions environnementales défavorables, entraînent, après le temps nécessaire à l'atteinte de la maturité sexuelle, un déficit de reproducteurs pouvant à son tour entraîner une faible production de juvéniles, qui entrainera de nouveau un déficit de reproducteurs (et ainsi de suite). Dans les populations d'âges variés, cet effet de résonance, causé par l'absence d'une cohorte, est tamponné par la présence de gros et vieux individus qui garantissent une certaine production de juvéniles même lorsque la contribution des jeunes reproducteurs, censés être très nombreux, est faible (Rouyer *et al.*, 2011).

1.3. Evolution

On parle de « sélection induite par la pêche » lorsque la pêche exerce une force sélective plus forte que la sélection naturelle sur des individus présentant des traits phénotypiques héréditaires (c.-à-d. ayant une base génétique). La raréfaction de certains traits dans le stock d'individus reproducteurs entraîne alors leur disparition progressive et à long terme de la population (Lewin *et al.*, 2006 ; Jørgensen *et al.*, 2007 ; Uusi-Heikkilä *et al.*, 2008). La taille des œufs et la taille du corps au moment de l'éclosion sont, par exemple, liées à la taille de la mère au moment de la ponte mais sont également en partie héréditaires (Morita *et al.*, 1999 ; Thériaud *et al.*, 2007 ; Johnson *et al.*, 2010).

La pêche et la sélection naturelle agissent généralement de manière antagoniste sur certains traits d'histoire de vie et certains traits comportementaux. En augmentant la mortalité des individus les plus gros, la pêche favorise les individus ayant un taux de croissance faible, une maturité sexuelle rapide et un investissement énergétique élevé dans la production de gamètes. La fitness de ces individus (ou « valeur sélective », c.-à-d. leur capacité à se reproduire) est augmentée par un investissement précoce dans la reproduction au détriment de la croissance. La sélection naturelle permet, quant à elle, le maintien d'individus ayant un taux de croissance élevé, qui les protège rapidement des prédateurs et leur permet d'avoir un spectre alimentaire plus large. La fitness de ces individus est augmentée par la multiplication des cycles de reproduction et une augmentation de leur fécondité en lien avec l'augmentation de leur volume corporel (Edeline *et al.*, 2007 ; Matsumura *et al.*, 2011). La pêche étant un moyen de capture passif (c.-à-d. que c'est le poisson qui entre dans un filet ou choisit de mordre un appât) elle favorise également les individus timides et peu actifs en augmentant la mortalité de leurs congénères les plus téméraires et mobiles (Arlinhaus *et al.*, 2017 ; Monk *et al.*, 2021). Chez les poissons le taux de croissance est souvent corrélé à l'activité et aux déplacements des individus (Enberg *et al.*, 2012 ; Sutter *et al.*, 2012 ; Ballew *et al.*, 2017). Chez le brochet la corrélation entre les déplacements et la taille du corps est modérée, les poissons les plus gros ont tendance à se déplacer plus (Chevalier *et al.* 2023) mais certains peuvent rester relativement inactifs (Monk *et al.*, 2021). Law & Plank (2018) considèrent que la préservation des individus les plus gros d'une population, par une réglementation évitant

la troncation de leur structure en taille, permet de mitiger l'effet de l'évolution induite par la pêche.

1.4. Equilibres biologiques

La taille des prédateurs joue un rôle majeur dans la dynamique des populations de leurs proies et le fonctionnement des écosystèmes (Cohen *et al.*, 1993, Donaldi *et al.*, 2017). Chez de nombreuses espèces, comme le brochet, la taille des proies augmente avec la taille du corps, en raison de l'augmentation de l'ouverture buccale (Nilsson & Brönmark, 2000 ; Magnhagen & Heibo, 2001 ; Gaeta *et al.*, 2018). Lorsqu'une espèce atteint une taille la protégeant de la prédation, un stock d'individus reproducteurs est maintenu dans le temps, ce qui permet de garantir le renouvellement des générations (Law *et al.*, 2012). Lorsque qu'il n'existe pas de taille refuge, la production de juvéniles est maintenu par des individus de petite taille dont l'investissement dans la reproduction est précoce (Law *et al.*, 2012).

Les relations proie-prédateurs sont complexes en raison des nombreuses interconnexions entre espèces et effets en cascade. Sharma & Borgstrøm (2008) observent que la réduction de la taille moyenne des brochets du lac Årungen (120 ha, Norvège) a entraîné un changement de taille, d'habitat et d'alimentation des perches et des gardons ayant des répercussions sur la communauté de zooplancton. Jacobson *et al.* (2019) observent que, dans la mer Baltique, les brochets les plus gros consomment plus d'épinoches (*Gasterosteus aculeatus*) que leurs congénères de petite taille. Or, dans ce système la présence d'épinoches en abondance peut entraîner une diminution de la densité de brochet par prédation sur les larves (Nilsson *et al.*, 2019 ; Donaldi *et al.*, 2020) et des blooms d'algues filamenteuses (Donaldi *et al.*, 2017). Pierce & Tomcko (1997) observent d'importants changements des communautés piscicoles dans les lacs du Minnesota (Etats-Unis) où une réglementation destinée à améliorer la structure de la population de brochets a été mise en place. Ces changements sont très variables d'un lac à l'autre, mais les auteurs observent de manière générale une augmentation marquée de l'abondance des perchaudes (*Perca flavescens*) de petite taille. Edeline *et al.* (2008) observent que la diminution de la taille des perches du lac Windermere a dynamisé la population de brochets car l'abondance de proies de petite taille a favorisé la croissance des jeunes brochets. Öhlund *et al.* (2020) observent également que la prédation du brochet entraîne une divergence entre deux morphotypes de corégones (*Coregonus sp.*), des individus de petite taille se nourrissant de plancton pélagique pour éviter les zones littorales riches en brochets et des individus de grosse taille se nourrissant de gros invertébrés benthiques pour atteindre rapidement une taille refuge.

1.5. Halieutisme

La pêche récréative est le principal usage des populations de poissons d'eau douce des pays industrialisés (FAO, 2012). Elle permet aux pêcheurs d'exploiter une ressource naturelle et leur apporte un certain bien-être (Parkkila *et al.*, 2010). La satisfaction ressentie par les pêcheurs est un élément important qui conditionne leur utilisation de l'espace, leur implication personnelle et économique dans l'activité et leur respect de la réglementation (Hunt *et al.*, 2019 ; Birdsong *et al.*, 2021). L'atteinte de la satisfaction des pêcheurs est donc un élément important pour les gestionnaires des pêcheries (Van Poorten *et al.*, 2011).

Les pêcheurs constituent une « population » complexe composée de pratiquants occasionnels et d'autres plus réguliers, de pêcheurs généralistes et d'autres spécialisés dans la capture d'une espèce ou la pratique d'une technique particulière ainsi que des pêcheurs consommant leurs prises et d'autres relâchant toutes leurs captures (Beardmore *et al.*, 2011, 2015). Leur satisfaction est liée à des facteurs « environnementaux », comme la qualité paysagère du site et sa tranquillité, et des facteurs relatifs aux poissons eux-mêmes, notamment le nombre total de captures (Johnston *et al.*, 2010). Les facteurs liés aux captures et aux prélèvements occupent une place centrale pour les pêcheurs (Hutt & Neal, 2010 ; Roemer & Vaske, 2012). Pour les espèces ayant une bonne qualité gustative, comme l'anguille (*Anguilla anguilla*) ou le sandre (*Sander lucioperca*), la satisfaction des pêcheurs est fortement liée à la possibilité de consommer leurs prises (Dorow *et al.*, 2010). Pour les espèces atteignant une grande taille, comme la carpe (*Cyprinus carpio*) et le brochet, la satisfaction des pêcheurs est fortement liée à la taille des captures et la présence de poissons s'approchant de la taille maximale de l'espèce (ou « poissons trophées », > 1 m pour le brochet) (Pierce *et al.*, 1995 ; Schroeder & Fulton, 2013). Toutefois, pour la plupart des espèces et pour une grande partie des pêcheurs (quelle que soit leur motivation principale) la capture, même rare, d'un poisson trophée leur apporte une très forte satisfaction (Wilde & Pope, 2004 ; Heermann *et al.*, 2013 ; Beardmore *et al.*, 2015 ; Figure 3).



Figure 3. Pêcheur au large sourire, malgré le froid, après la capture de ce brochet "trophée" (Photo : Paul Millet)

ELEMENTS ESSENTIELS

- ROLE DES GROS INDIVIDUS DANS LES POPULATIONS -

- Une structure en âge et en taille diversifiée permet de stabiliser la **dynamique** des populations et augmente leur **résilience**.
- Les individus les plus gros produisent une **quantité** importante de gamètes ainsi que des œufs, des larves et des juvéniles ayant en générale de meilleures **performances**.
- Le maintien des plus gros individus limite l'effet de la **sélection** (phénotypique et génétique) induite par la pêche.
- La présence d'individus de grosse taille est un facteur important de **satisfaction** des pêcheurs.

2. Effets des fenêtres de capture

Dans ce document, différents termes et abréviations sont utilisés pour caractériser les fenêtres de capture et leurs effets. Une fenêtre de capture destinée à protéger les individus d'une taille inférieure à 50 cm et d'une taille supérieure à 70 cm est notée « FDC = 50-70 cm ». Les termes « borne inférieure » et « borne supérieure » sont utilisés pour indiquer respectivement la limite basse et la limite haute de la FDC (Figure 4). Le terme « captures » fait référence aux poissons attrapés (capturés) par les pêcheurs. Il concerne les individus remis à l'eau et les individus extraits du milieu. Le terme « prélèvements » fait référence aux poissons capturés puis conservés par les pêcheurs (c.-à-d. extraits du milieu).

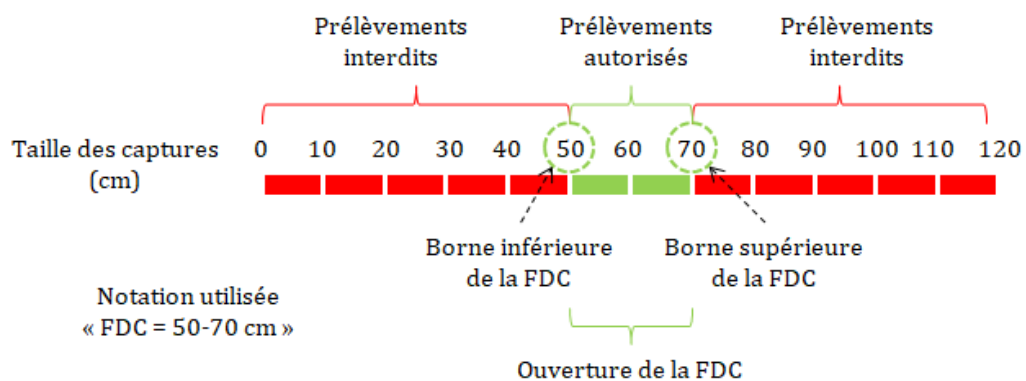


Figure 4. Termes utilisés pour décrire une FDC.

Remarque : les FDC sont communément appelées « harvest slots » dans la littérature anglophone. Cependant, elles peuvent être confondues avec les FDP, appelées « protected slot », lorsque les termes « slots » ou « slot limits » sont utilisés (notamment dans la littérature nord-américaine).

2.1. Modélisation des fenêtres de capture

2.1.1. Généralités

2.1.1.1. Les différents modèles utilisés

Les modèles utilisés pour répondre à des problématiques de gestion des pêcheries sont des constructions mathématiques ou statistiques destinées à simuler le fonctionnement d'une population pour prédire les changements, temporels et/ou spatiaux, de la population concernée (abondance, diversité génétique, etc.) en réponse aux changements de différents paramètres biotiques et abiotiques (température, mortalité liée à la pêche, etc.). Les modèles mathématiques (déterministes) sont basés sur

des lois connues ou hypothétiques, de sorte que les valeurs d'entrée (inputs) produisent toujours le même résultat (output). Les modèles statistiques (stochastiques) sont basés sur des distributions de probabilité des valeurs d'entrée, de sorte que le même input peut amener à différents résultats (ce qui leur permet d'intégrer plus de variabilité dans les paramètres pris en compte).

Parmi les modèles mathématiques, les modèles de stock-recrutement (p. ex. Ricker, 1954 ; Beverton & Holt, 1957) décrivent la relation entre le stock parental et le nombre de juvéniles susceptibles de survivre. Les principaux modèles déterministes subdivisent la population en classes d'âge ou de taille. Le passage d'un stade à un autre (p. ex. œuf, larve, 0+, 1+, etc.) est caractérisé par différents paramètres vitaux, comme les fonctions de survie entre stades de vie, les fonctions de fécondité ou les fonctions de croissance (Caswell, 2000 ; Figure 5). Arlinghaus *et al.* (2010) font, par exemple, appel à une matrice, dite de Leslie, qui décrit la dynamique d'une population animale composée de femelles reproductrices réparties en différentes classes d'âge, la connaissance des effectifs dans chaque classe d'âge à un instant donné (souvent une année) permettant de prévoir les effectifs à l'instant suivant (Leslie, 1945). Parmi les modèles statistiques, les réseaux bayésiens se présentent sous la forme d'une chaîne de causalités regroupant un ensemble d'actions et de résultats liés par des relations conditionnelles. Cette approche convient particulièrement pour des modèles écologiques prédictifs prenant en compte un nombre important de facteurs agissant à différentes échelles. Ces modèles peuvent représenter les populations par classe d'âge ou de taille, ou être individu-centrés pour représenter de manière explicite l'ensemble des individus du système. Les travaux sur le brochet présentés dans ce document font appel à des modèles mathématiques, à l'exception de Stubberud *et al.* (2021) qui utilisent un modèle statistique individu-centré.

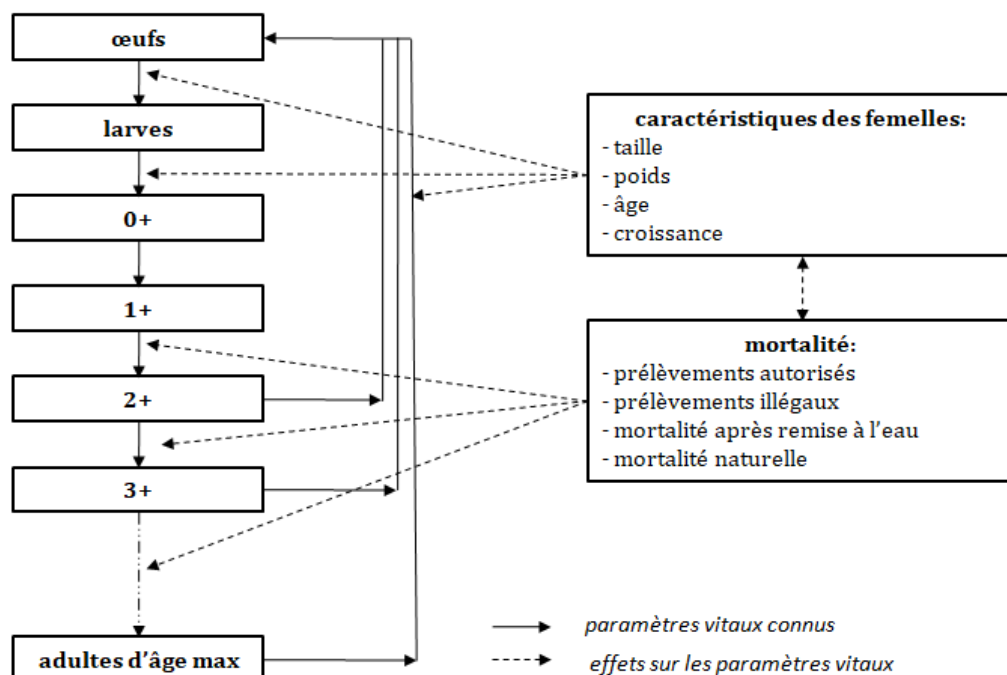


Figure 5. Représentation simplifiée des relations utilisées dans le modèle employé par Arlinghaus *et al.* (2010).

Les modèles sont paramétrés à partir de données standard collectées dans la littérature et de données issues du milieu naturel, pour s'appliquer à un cas donné. Les modèles s'intéressant au brochet (dont les résultats sont présentés dans la suite de ce document) ont été paramétrés à partir de données comparables à ce qui est généralement observé en France. Les résultats des modèles peuvent être utilisés pour apprécier, d'une manière globale, les effets d'une FDC dans les eaux françaises sans pour autant pouvoir être utilisés tels quels pour toutes les masses d'eau. Arlinghaus *et al.* (2010) s'intéressent, par exemple, à l'effet de différentes tailles légales de captures pour une pression de pêche de 0-250 h/ha/an à partir de données recueillies en Allemagne, et Gaillot (2021) reporte, dans le lac du Grand-Large (160 ha, Rhône), un effort de pêche minimum de 175 h/ha/an (150-210 h/ha/an) entre 2011 et 2019. Le travail de Stubberud *et al.* (2019) a été paramétré à partir des données collectées dans le lac Windermere (14,7 km², Angleterre), où la taille moyenne de maturité (notée « L_{mat} » dans la suite du document) des brochets est de 42 cm pour les femelles et 38 cm pour les mâles, et la taille moyenne maximale est de 100 cm pour les femelles et 80 cm pour les mâles. Monk *et al.* (2021) ont réalisé durant 4 années différentes pêches électriques, dans un lac expérimental (25 ha, Brandenburg, Allemagne), pour déterminer la taille de la population (par Capture-Marquage-Recapture, CMR), la parenté des individus (par analyse génétique), le taux de croissance des individus (par scalimétrie et mesures lors des différentes captures), les déplacements des individus (par télémétrie), et la capturabilité à la ligne des individus (en comparant les résultats de pêche à la ligne avec les résultats de pêche électrique). Ahrens *et al.* (2020) utilisent quant à eux des données provenant de plusieurs sources, et considèrent une taille asymptotique théorique (L_{∞} , valeur de l'asymptote à la courbe de croissance de Von Bertalanffy pour la population considérée, c. à d. la longueur du corps atteinte lorsque le taux d'accroissement des individus devient nul, \approx la longueur atteinte par l'espèce si elle croîtrait indéfiniment ; Figure 6) de 100 cm (\pm 20 cm), $L_{mat} = 0,38 L_{\infty}$, une taille de vulnérabilité à la capture de $0,25 L_{\infty}$.

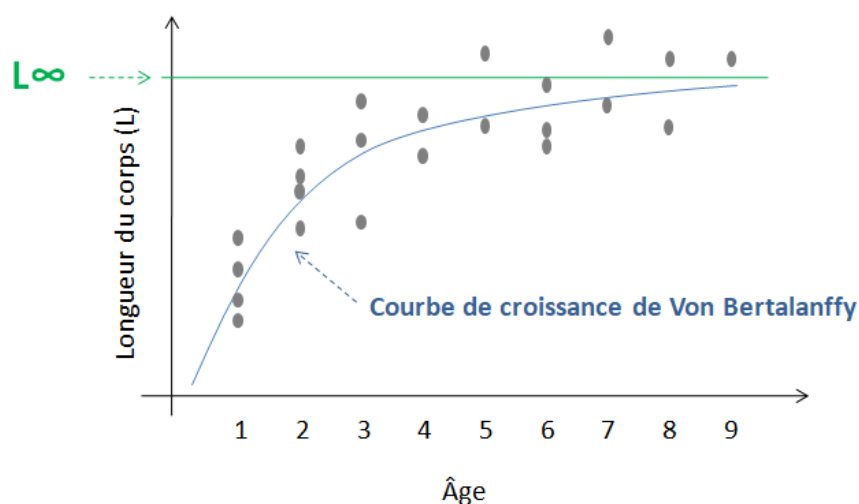


Figure 6. Représentation d'une longueur asymptotique (L_{∞}) calculée à partir de la relation taille-âge théorique.

2.1.1.2. Densité-dépendance

Les modèles s'intéressant aux populations de poissons intègrent les effets de la densité sur les différents paramètres vitaux de chaque classe de taille ou individus. Chez la plupart des espèces la densité de congénères agit sur le taux de mortalité des individus, sur leur taux de croissance ou encore sur leurs déplacements, en raison des interactions compétitives entre individus (Murdoch, 1994). L'augmentation de la densité de congénères entraîne, par exemple, l'augmentation de la mortalité et la diminution du taux de croissance des individus (Eberhardt, 2002 ; Grant & Imre, 2005). L'expression de cette densité-dépendance varie en fonction du stade de développement ontogénique ainsi que de la capacité d'accueil du milieu et de la disponibilité en nourriture (Einum *et al.*, 2006). On observe généralement une diminution de l'intensité de la relation densité-mortalité et une augmentation de l'intensité de la relation densité-croissance au cours de l'ontogénie (Lorenzen & Enberg, 2002 ; Lorenzen & Camp, 2019 ; Lorenzen, 2022). Autrement dit, une augmentation de la densité se manifeste par une augmentation de la mortalité chez les juvéniles alors qu'elle se manifeste par une diminution de la croissance chez les adultes (Figure 7). Ce phénomène est bien documenté chez le brochet (Haugen & Vøllestad, 2018). Il est un élément majeur de la réponse des populations à différentes tailles légales de captures (Ahrens *et al.*, 2020).

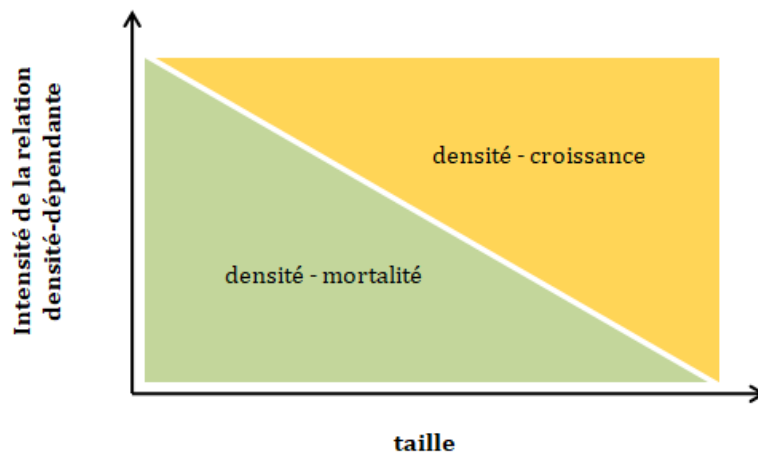


Figure 7. Schéma simplifié de l'évolution des relations densité-dépendantes au cours de l'ontogénie.

2.1.2. Modélisation appliquée au brochet

2.1.2.1. Effets sur les populations de brochets

Densité

L'augmentation de la pression de pêche se traduit par une augmentation de la mortalité directe (prélèvements légaux et illégaux) et indirecte (mort des poissons après

leur remise à l'eau) des brochets. Plus la pression de pêche augmente plus la réglementation doit être restrictive. Pour maintenir la densité de brochets au niveau souhaité, tout en autorisant les prélèvements, la valeur de la TMinC doit augmenter et l'ouverture de la FDC doit diminuer. Arlinghaus *et al.* (2010) estiment qu'une pression de pêche de 100 h/ha/an impose la mise en place d'une TMinC = 45 cm ou d'une FDC = 45-100 cm pour maintenir 50 % de la densité naturelle (Figure 8). Pour atteindre le même objectif, une TMinC = 60 cm ou une FDC = 45-60 cm sont nécessaires lorsque la pression de pêche est de 250 h/ha/an. La position des bornes d'une FDC joue également un rôle important. En comparant les effets de deux réglementations relativement restrictives, TMinC = 80 cm et FDC = 45-60 cm, on observe que TMinC = 80 cm permet de maintenir une densité plus importante de brochets que FDC = 45-60 cm. TMinC = 80 cm concentre les prélèvements sur les classes de taille les plus rares de la population. A l'inverse, FDC = 45-60 cm concentre les prélèvements sur les classes de taille les plus abondantes ce qui réduit mécaniquement la densité.

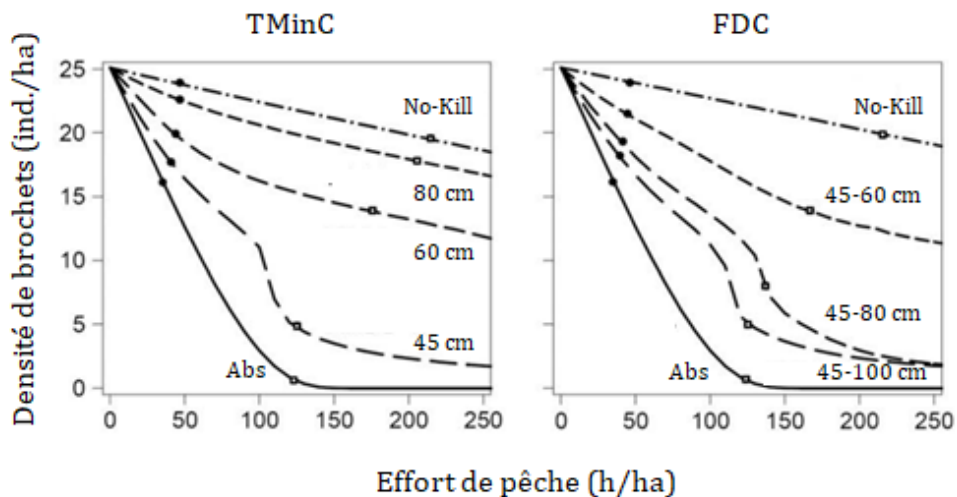


Figure 8. Effet de différentes tailles légales de capture (Abs : absence de réglementation, No-Kill : remise à l'eau de toutes les captures) sur la densité de brochets, d'après Arlinghaus *et al.* (2010).

Remarque : dans Arlinghaus et al. (2010), le taux de prélèvement des brochets capturés par les pêcheurs est décrit par une fonction prenant en compte la taille des poissons. Le taux de prélèvement (hors braconnage) est, par exemple, de 35 % pour les brochets de 50 cm, 48 % pour les brochets de 80 cm, 52 % pour les brochets de 100 cm et 59 % pour les brochets de 120 cm. Ces valeurs sont cohérentes avec les résultats reportés par Guillerault et al. (2012) dans le Lot.

Taux de croissance de la population

La diminution de la densité de brochets, liée à la pêche, affecte l'évolution de la taille de la population considérée. Stubberud *et al.* (2019) observent que la diminution du taux de croissance de la population (définie comme le rapport entre la taille de la population à un instant donné et la taille de la population à un instant avant cet instant, calculé dans ce cas sur un intervalle de temps de 40 ans), liée à l'augmentation des prélèvements, est nettement plus marquée avec les TMinC qu'avec les FDC (Figure 9). Dans une population gérée par TMinC, un prélèvement, même faible ($\approx 10\%$ de la population dans la taille légale de capture), entraîne une diminution de la taille de la population à long terme. Dans une population gérée par FDC, la taille de la population décline quand plus de 25 % des individus mesurant entre 40 cm et 60 cm sont prélevés ou quand plus de 35 % des individus mesurant entre 30 cm et 50 cm sont prélevés. Une population gérée par FDC peut supporter plus de 40 % de prélèvements des individus mesurant entre 20 cm et 40 cm.

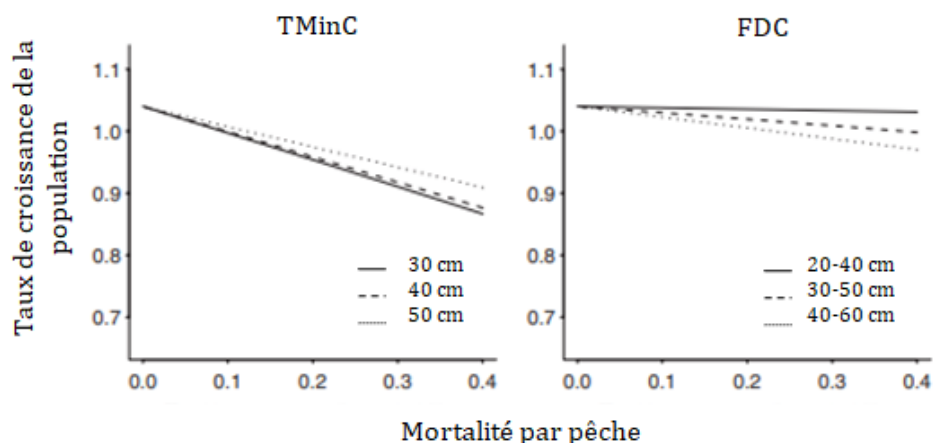


Figure 9. Effet de différentes tailles légales de captures sur le taux de croissance d'une population de brochets, d'après Stubberud *et al.* (2019).

L'avantage des FDC par rapport aux TMinC pour maintenir le taux de croissance d'une population de brochets est en partie dû à la protection d'une part plus importante du stock de femelles reproductrices. En effet, un prélèvement équilibré entre les sexes ou déséquilibré en faveur des femelles (c.-à-d. que plus de mâles que de femelles sont prélevés) est en général préférable pour maintenir le taux de croissance d'une population de poissons. Or, en favorisant la capture des plus gros individus d'une population, les TMinC favorisent le prélèvement des femelles. La proportion de femelles dans les captures dépasse 55 % avec $TMinC \geq 30$ cm et augmente avec l'augmentation de la TMinC, jusqu'à atteindre 60 % avec $TMinC = 50$ cm (des $TMinC > 50$ cm n'ayant pas été simulées

dans ce travail). La proportion de femelles dans les captures est, en revanche, inférieure à 50 % avec FDC \leq 30-50 cm et elle est d'environ 53 % avec FDC = 40-60 cm (Figure 10).

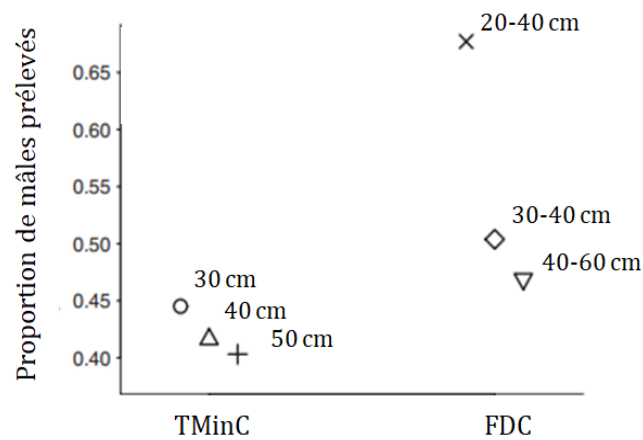


Figure 10. Effet de différentes tailles légales de capture sur le sexe-ratio des prélèvements, d'après Stubberud *et al.* (2019).

Age des géniteurs

Dans une population de brochets réglementée par TMinC, l'augmentation de la pression de pêche se traduit par une diminution de la contribution des vieux individus dans la production de juvéniles. A l'inverse, lorsqu'une TMaxC est mise en place, la contribution des plus gros individus à la reproduction est importante, puisqu'ils compensent la diminution du nombre de jeunes individus extraits du milieu. Lorsqu'une FDC est mise en place, ces deux mécanismes se confrontent et la contribution relative des individus les plus gros dans la production d'œufs varie en fonction de la valeur de la FDC. Elle peut être très faible si TMinC est située bien au-dessus de la taille à maturité et que l'ouverture de la FDC est large (Ahrens *et al.*, 2020). La faible fécondité des individus les plus petits est alors largement compensée par leur nombre. Gwinn *et al.* (2015) estiment que la contribution des individus les plus vieux d'une population dans la reproduction est en moyenne 73 % supérieure (min = 39 %, max = 54 %) avec une FDC qu'avec une TMinC. L'avantage des FDC par rapport aux TMinC est supérieur lorsque la pression de pêche est élevée. Arlinghaus *et al.* (2010) observent qu'une TMinC = 50 cm ou une FDC = 45-70 cm abaissent l'âge moyen des reproducteurs de 22 % (de 3,2 ans, sans prélèvement, à 2,5 ans) lorsque la pression de pêche est de 250 h/ha/an. A cette même pression de pêche une TMinC = 80 cm ou une FDC = 45-50 cm limitent cette baisse à 6 % (âge moyen des individus reproducteurs = 3 ans ; Figure 11). Arlinghaus *et al.* (2010) et Gwinn *et al.* (2015) remarquent que l'avantage des FDC sur les TMinC pour éviter le rajeunissement des populations est d'autant plus marqué que la pression de pêche est forte.

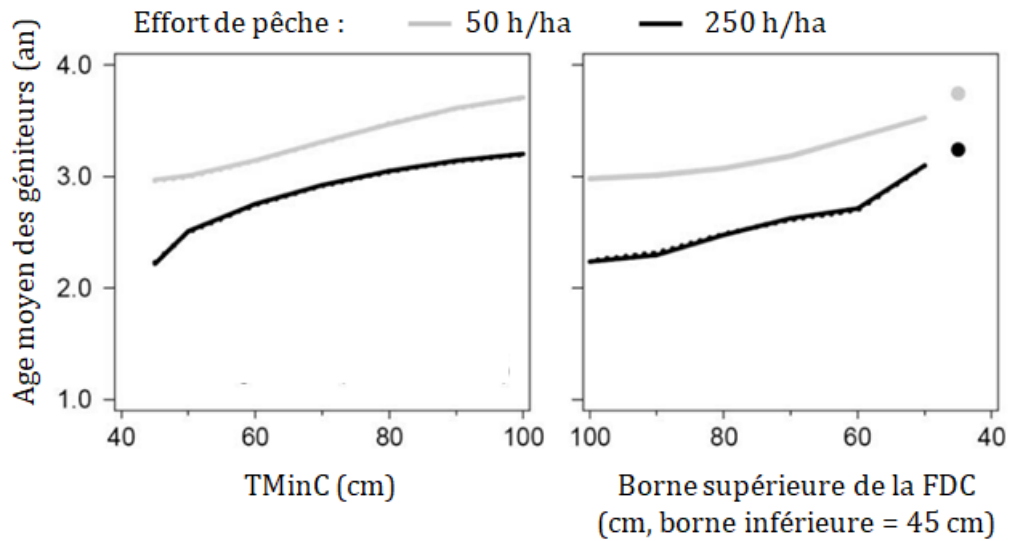


Figure 11. Effet de différentes TMinC et FDC sur l'âge des individus reproducteurs d'une population de brochets, d'après Arlinghaus *et al.* (2010).

Potentiel de ponte

Le maintien des plus gros individus améliore le potentiel de ponte de la population (Spawning Potential Ratio, SPR). Cet indice est utilisé pour connaître l'effet de la pêche sur la production d'œufs d'une population en s'intéressant au rapport entre la quantité d'œufs produits au cours de la vie d'un individu moyen dans une population exploitée et celui attendu dans une population inexploitée. La valeur seuil de SPR varie d'une espèce à l'autre mais il est généralement considéré qu'une surpêche de recrutement (observée lorsque la production de juvéniles ne permet pas le renouvellement des générations) est en cours lorsque $SPR < 0,35$ (Mace, 1994). Arlinghaus *et al.* (2010) observent qu'une TMinC = 50 cm (ancienne TMinC utilisée en France) et une FDC = 45-80 cm permettent de maintenir un SPR proche de 0,35, lorsque la pression de pêche est de 250 h/ha/an (Figure 12). Une TMinC = 60 cm et une FDC = 45-70 cm permettent de maintenir un SPR proche de 0,5 lorsque la pression de pêche est de 250 h/ha/an. Bien que la comparaison entre TMinC et des FDC soit délicate, les performances de ces deux types de réglementations apparaissent relativement comparables. Gwinn *et al.* (2015) estiment que le SPR obtenu avec une FDC n'est que très légèrement supérieur (moy = 2 %, min = 1 %, max = 10 %) à celui obtenu avec TMinC. Autrement dit, les FDC ne présentent pas d'avantage net par rapport aux TMinC pour le maintien de la production d'œufs des populations de brochets. Pour maintenir le SPR d'une population, en réponse à une augmentation de la pression de pêche, la réglementation doit simplement être plus restrictive (c.-à-d. limiter les prélèvements).

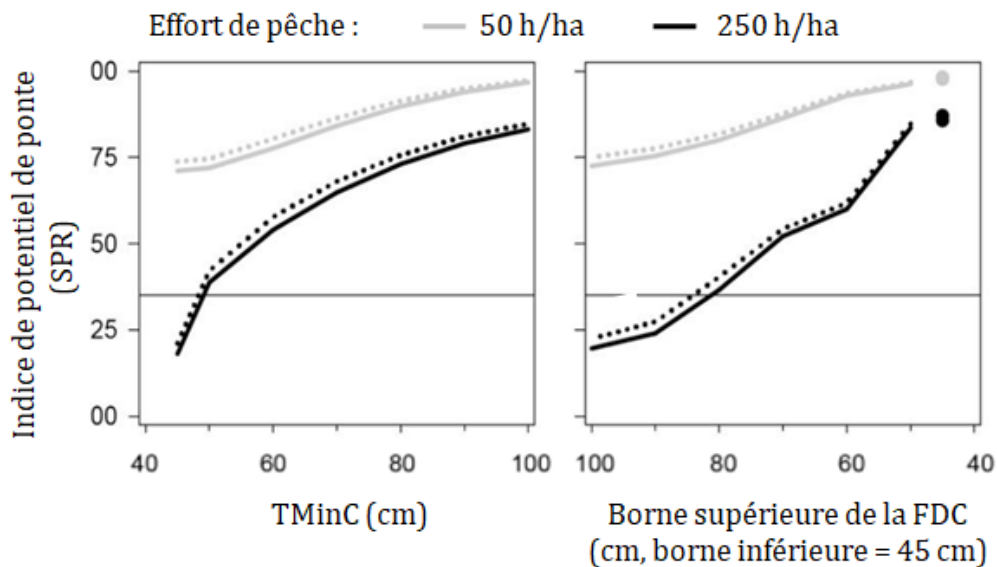


Figure 12. Effets de différentes TMinC et FDC sur le potentiel de ponte d'une population de brochets, d'après Arlinghaus *et al.* (2010).

2.1.2.2. Effets sur les captures de brochets

Nombre total de captures

Ahrens *et al.* (2020) estiment qu'une FDC permet de maximiser le nombre de brochets capturés (Figure 13). En permettant le prélèvement des individus de taille intermédiaire ($\approx 0,4-0,8 L_{\infty}$) une FDC permet de réduire la mortalité des individus plus petits et augmente leur densité en diminuant la concurrence et le cannibalisme. Une borne inférieure située au-dessus de la taille moyenne de maturité ($0,38 L_{\infty}$) permet de conserver un nombre important de petits individus qui contribuent fortement à la reproduction et aux captures, car leur faible capturabilité et fécondité sont compensées par leur nombre. La présence d'une TMaxC, constituant la borne supérieure de la FDC, permet de conserver un certain nombre de gros individus qui contribuent fortement à la reproduction et aux captures, car leur faible nombre est compensé par leur forte capturabilité (chaque individu pouvant être capturé plusieurs fois) et leur forte fécondité. La borne supérieure de la FDC diminue avec l'augmentation de la mortalité par pêche et atteint rapidement une valeur seuil à environ $0,8 L_{\infty}$, lorsque la mortalité par pêche (F) est supérieure à la mortalité naturelle (M).

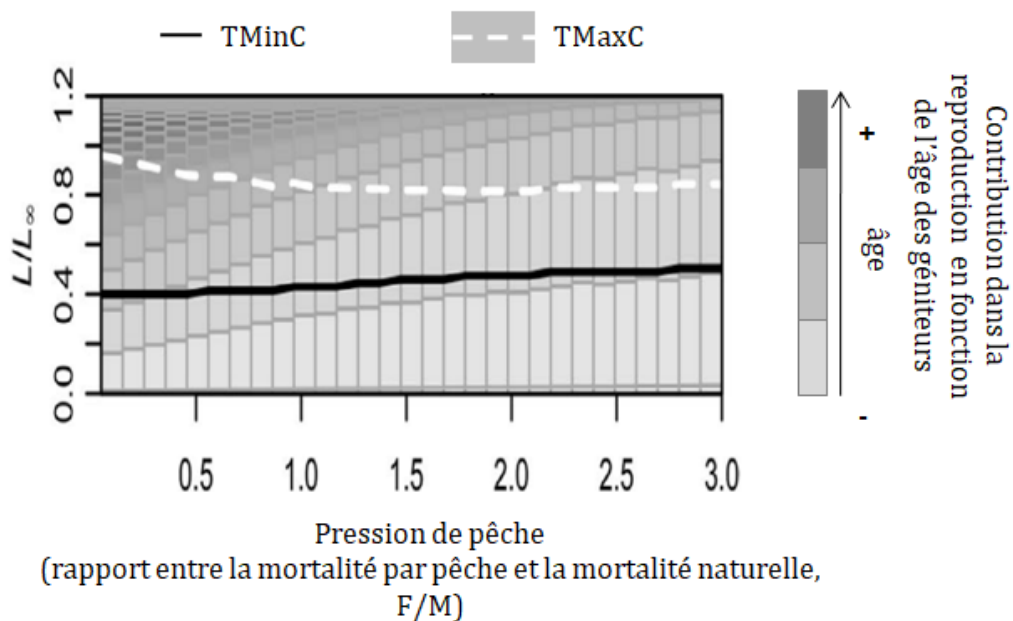


Figure 13. Tailles légales de capture permettant de maximiser le nombre de brochets capturés, d'après Ahrens *et al.* (2020).

Remarques :

- Le modèle produit par Ahrens *et al.* (2020) calcule la taille légale de capture idéale quelle que soit sa nature. Ici, la présence d'une TMinC et d'une TMaxC forme une FDC.
- L'utilisation du rapport L/L_{∞} (axe y) permet de généraliser les résultats des populations ayant un taux de croissance différent. Pour simplifier la lecture, il est possible de considérer que $L_{\infty} = 1$ m (c.à.d. $L_{max} \text{♀} = 1,2$ m et $L_{max} \text{♂} = 0,8$ m), les valeurs exprimées représentent ainsi une longueur (en mètre).
- Tous les résultats et figures issues d'Ahrens *et al.* (2020), présentés dans le document, montrent les sorties de modèle utilisant la relation stock-recrutement de Ricker, connue pour mieux représenter les populations d'espèces au cannibalisme marqué (même si le type de relation entre stock et recrutement n'a pas été clairement identifié chez le brochet). Les résultats utilisant la relation stock-recrutement de Beverton-Holt (présentés dans la publication originale) suivent le même patron.

Nombre de gros individus capturés

Arhrens *et al.* (2020) estiment que le meilleur moyen de maximiser le nombre de captures de brochets > 1 m est de pratiquer la remise à l'eau de toutes les captures (car que la mortalité des gros individus est naturellement faible). Ils observent toutefois que, dans les populations où la croissance des individus est très fortement affectée par leur densité, le prélèvement d'une part des individus les plus petits ($\approx 0,3-0,4 L_{\infty}$) relâche la compétition entre congénères ce qui augmente le taux de croissance des survivants et leur permet d'atteindre plus rapidement la taille « trophée ». D'après Arlinghaus *et al.* (2010)

l'augmentation de la TMinC affecte très peu le nombre de gros brochets capturés (longueur totale > 86 cm) avant que TMinC ne dépasse 70 cm (Figure 14). En revanche, la diminution de la borne supérieure de la FDC affecte le nombre de gros poissons capturés dès sa mise en place, mais cet effet devient net lorsque celle-ci passe sous 80 cm. Le nombre de gros individus capturés est d'une manière générale supérieur avec les FDC qu'avec les TMinC. Gwinn *et al.* (2015) observent que les performances des FDC pour maximiser les captures de gros brochets sont en moyenne 35,8 % (min = 19 % ; max = 67 %) supérieures à celles des TMinC.

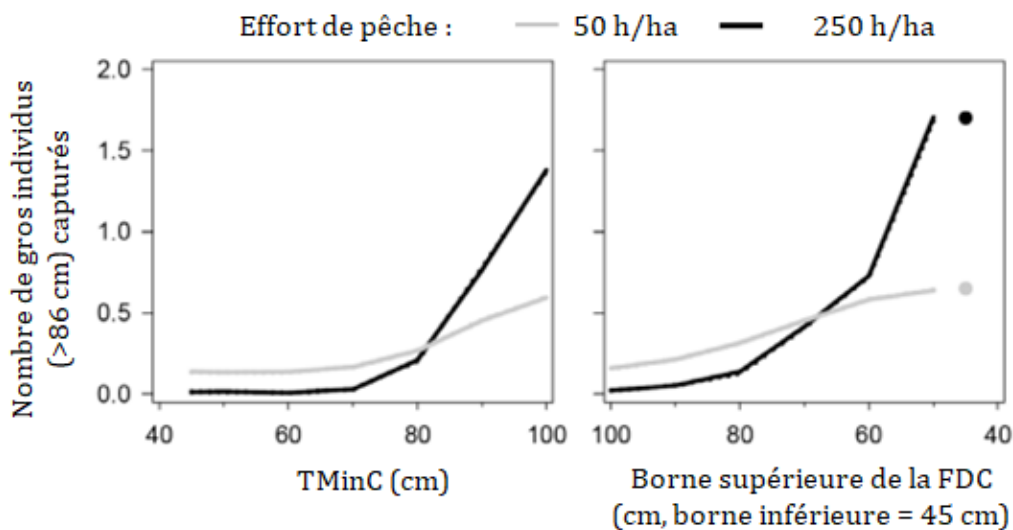


Figure 14. Effets de différentes TMinC et FDC sur le nombre de captures de gros individus, d'après Arlinghaus *et al.* (2010).

2.1.2.3. Effets sur les prélèvements de brochets

Biomasse prélevée

Gwinn *et al.* (2015) et Ahrens *et al.* (2020) estiment que l'application d'une TMinC est le meilleur moyen de maximiser la biomasse de brochet prélevée par les pêcheurs. D'après Arhrens *et al.* (2020) la valeur de la TMinC idéale pour optimiser la biomasse récoltée doit être fixée légèrement au-dessus de la taille de maturité pour éviter un déficit de recrutement (Figure 15). La TMinC doit augmenter avec la pression de pêche pour éviter une perte de rendement. En diminuant la densité d'individus de grande taille, une TMinC permet de réduire le cannibalisme inter-cohorte et d'augmenter la croissance des survivants en réduisant la compétition. Plus la TMinC augmente et plus l'ouverture de la FDC diminue moins la biomasse prélevée est importante. Ces résultats sont conformes à ceux de nombreux travaux s'intéressant au rendement des pêcheries (p. ex. Ricker, 1945 ; Beverton & Holt, 1957 ; Van Gemert & Andersen, 2018). Gwinn *et al.* (2015) observent

que, chez le brochet, les performances des FDC sont en moyenne 51 % inférieures (min = -16 %, max = -76 %) à celles de TMinC, quel que soit l'objectif de gestion de la pêcherie (nombre de capture ou taille des captures) et la pression de pêche (dans la limite des pressions de pêche simulées).

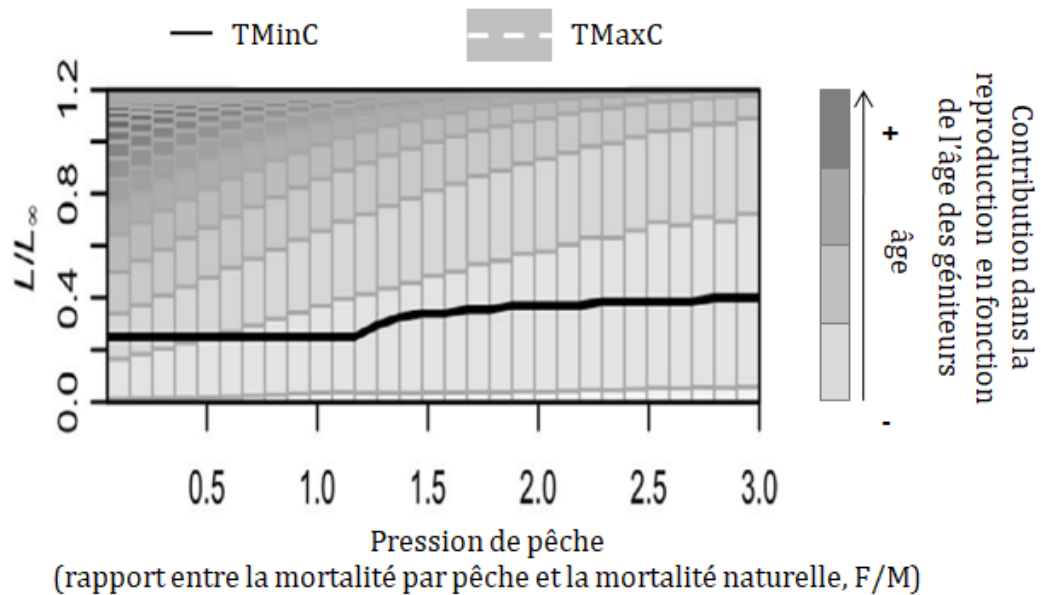


Figure 15. Tailles légales de capture permettant de maximiser la biomasse de brochets prélevée, d'après Ahrens *et al.* (2020).

Nombre de poissons prélevés

Arhrens *et al.* (2020) estiment que les FDC permettent de maximiser le nombre de brochets prélevés (Figure 16). La borne supérieure de la FDC doit diminuer à mesure que la pression de pêche augmente pour réduire le temps passé par les individus à une taille autorisant leur prélèvement. En concentrant les prélèvements sur les individus les plus petits, à mesure que la mortalité par pêche augmente, le nombre de brochets prélevés reste élevé car les classes de tailles les plus petites sont les plus abondantes. Chez les jeunes individus la relation densité-mortalité est très marquée et la diminution de la densité liée à la pêche peut être compensée par une diminution de la mortalité naturelle. Autrement dit, lorsqu'elle s'applique sur les jeunes individus, la pêche extrait du milieu une part d'individus qui n'auraient naturellement pas atteint les classes d'âges supérieures. En préservant les individus les plus gros d'une population, la capacité de produire des juvéniles est conservée, ce qui permet de renouveler les individus prélevés. D'après Gwinn *et al.* (2015), les performances des FDC sur le nombre de prélèvements sont en moyenne 35 % supérieures (min = 12 %, max = 64 %) à celles de TMinC et l'avantage des FDC par rapport aux TMinC est encore plus marqué lorsque la pression de

pêche est élevée. Arlinghaus *et al.* (2010) estiment que l'augmentation de TMinC se traduit par la diminution rapide du nombre de brochets prélevés lorsque TMinC > 50 cm. TMinC = 65 cm permet, par exemple, de prélever ≈ 50 % du nombre maximal possible de brochets et TMinC = 70 cm permet de prélever ≈ 33 % du nombre maximal possible de brochets. En revanche, la diminution de l'ouverture de la FDC maintient le nombre de poissons prélevés à 75 % du prélèvement maximal possible jusqu'à ce que la borne supérieure de la FDC atteigne 55 cm (c.-à-d. FDC = 45-55 cm).

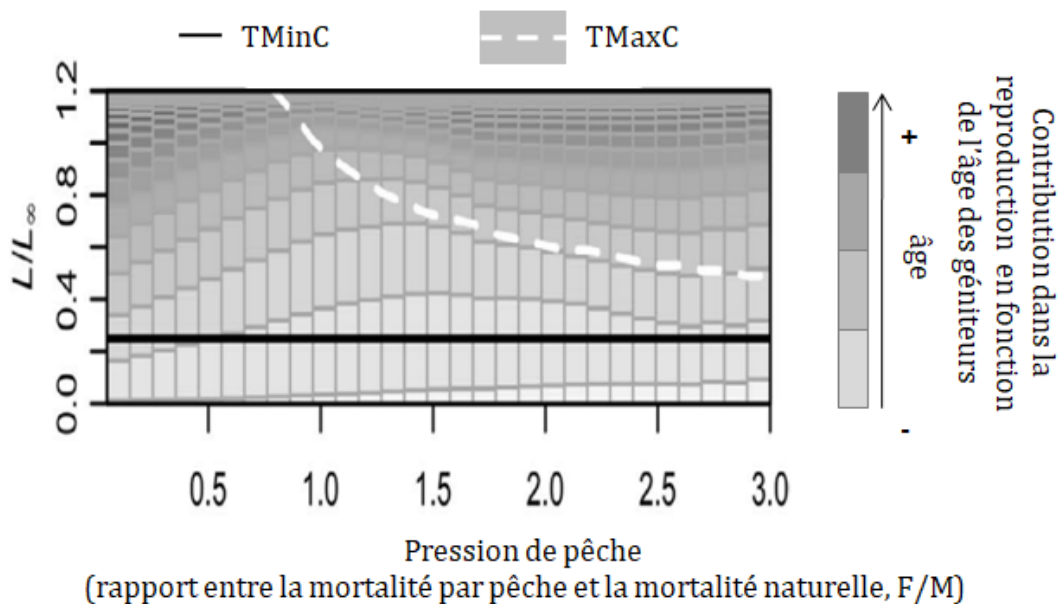


Figure 16. Tailles légales de capture permettant de maximiser le nombre de brochets prélevés, d'après Ahrens *et al.* (2020).

Taille des poissons prélevés

La remise à l'eau des individus les plus gros, liée à l'application d'une FDC, implique une diminution de la taille des brochets prélevés par les pêcheurs par rapport à une TMinC. D'après Arlinghaus *et al.* (2010) la taille moyenne des brochets prélevés est proche de 60 cm lorsque TMinC = 50 cm et elle est proche de 68 cm lorsque TMinC = 60 cm. De plus, l'augmentation de la taille des prélèvements suit l'augmentation de la TMinC. La taille moyenne des prélèvements reste relativement stable avec une FDC. Lorsque la borne inférieure de la FDC = 45 cm, la taille moyenne des brochets prélevés reste comprise entre 50 cm et 60 cm.

2.1.2.4. Compromis entre exploitation et conservation des populations de brochets

Les résultats présentés précédemment montrent que l'objectif de maximisation de la biomasse prélevée (obtenue avec une TMinC ou une réglementation libérale) et l'objectif de maximisation de la taille des captures (obtenue avec une FDC ou une réglementation restrictive) se confrontent (c.-à-d. que l'optimisation de l'un se fait au détriment de l'autre, Figure 17).

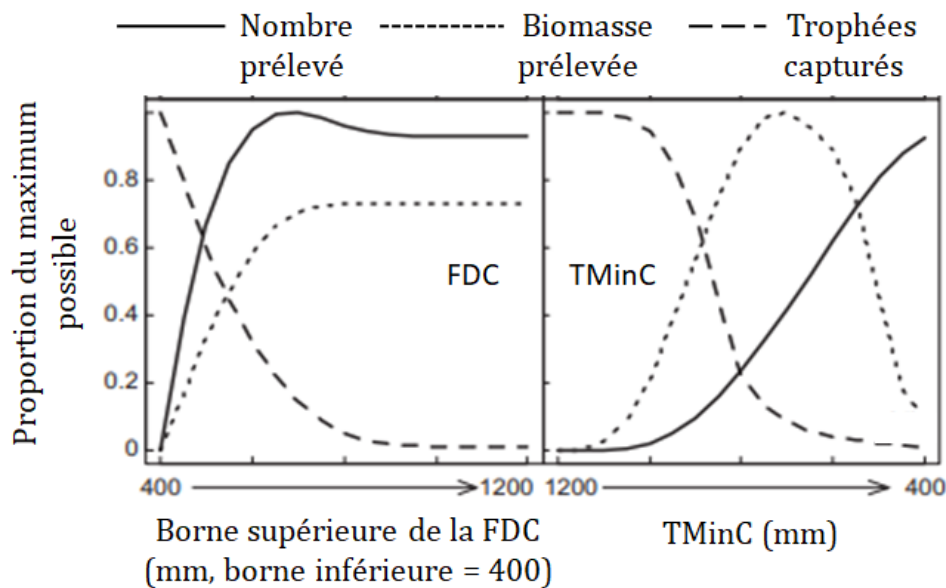


Figure 17. Effet de différentes tailles légales de capture sur le nombre de poissons prélevés, la biomasse prélevée et le nombre de captures de poissons trophées, pour une espèce longévive (théorique) et un effort de pêche élevé, d'après Gwinn *et al.* (2015).

Lorsque les différents objectifs de gestion (taille des captures, nombre de capture, quantité prélevée et nombre de prélèvements) doivent être conciliés, une FDC apparaît comme la réglementation la plus adaptée. D'après Arhrens *et al.* (2020), les FDC permettent dans une large majorité des cas de dépasser 50 % du maximum théorique de chaque objectif pris individuellement (Figure 18), ce qui peut être considéré comme « bon » dans le cadre d'un compromis de gestion (Hilborn, 2007). Le nombre de poissons récoltés est en moyenne > 90 % de sa valeur maximale théorique. Le nombre de captures de gros individus est en moyenne 50-70 % de sa valeur maximale théorique. Le nombre total de captures est en moyenne 60-70 % de sa valeur maximale théorique. La biomasse récoltée est en moyenne 55-65 % de sa valeur maximale théorique. L'augmentation de la mortalité par pêche impose un abaissement de la borne supérieure de la FDC. Celle-ci atteint rapidement 60 cm lorsque la mortalité par pêche est égale à la mortalité naturelle puis tend vers une valeur seuil proche de 50 cm. La borne inférieure de la FDC reste basse et proche de la taille de première capture. D'après Gwinn *et al.* (2015) l'avantage des FDC par rapport aux TMinC, lorsqu'un compromis de gestion doit être trouvé, provient du fait que les FDC permettent de capturer 36-57 % plus de brochets trophées et de prélever 40-

57 % plus de brochets que les TMinC, ce qui compense la diminution de 50-57 % de la biomasse de brochet prélevée.

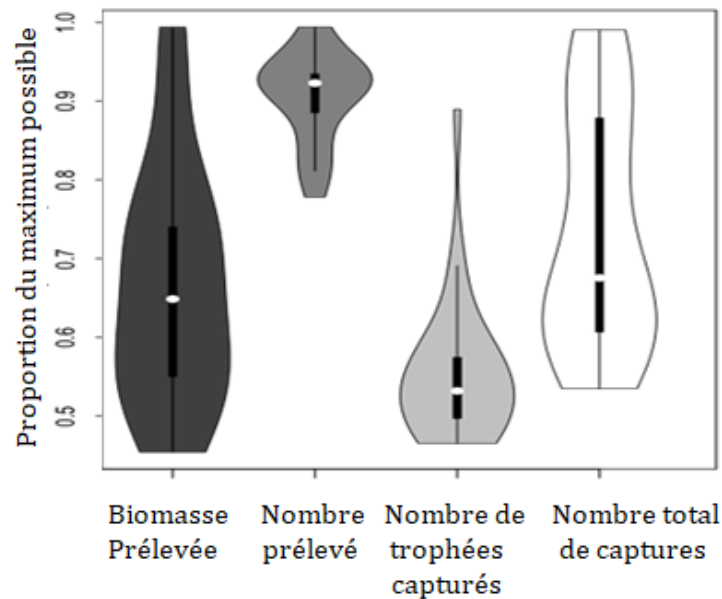


Figure 18. Performances des FDC pour chaque objectif de gestion, d'après Ahrens *et al.* (2020).

Remarque : cette version de la figure n'est pas celle disponible dans le document original consultable en ligne. Elle a été fournie par R. Arlinghaus en raison d'une erreur dans la publication.

Ahrens *et al.* (2020) estiment que pour obtenir le meilleur compromis de gestion, la valeur de la borne inférieure de la FDC doit être très basse pour permettre des prélèvements dans les classes de tailles les plus jeunes (c.-à-d. les plus abondantes) et la borne supérieure de la FDC doit baisser, pour réduire l'ouverture de la FDC, à mesure que la pression de pêche augmente (Figure 19). La valeur de la borne inférieure de la FDC reste proche de la taille de vulnérabilité à la capture et s'approche de la taille moyenne de maturité lorsque la pression de pêche est forte. La valeur de la borne supérieure de la FDC passe rapidement sous $0,8 L_{\infty}$, lorsque la mortalité par pêche = 50 % de la mortalité naturelle ($F/M = 0,5$), puis atteint $0,6 L_{\infty}$, lorsque $F = M$.

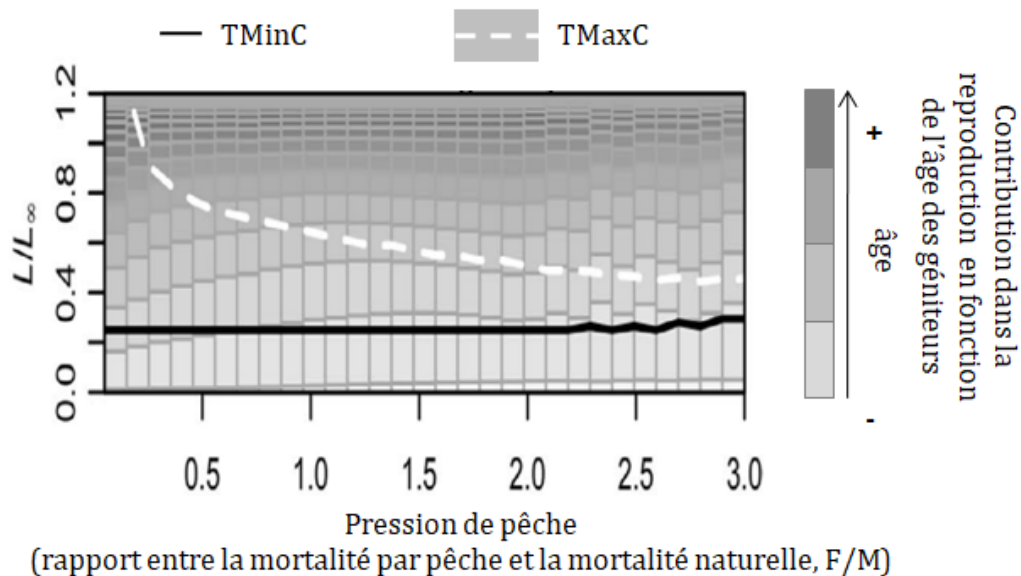


Figure 19. Tailles légales de capture permettant d'obtenir le meilleur compromis de gestion, d'après Ahrens *et al.* (2020).

2.1.2.5. Effets à long terme/Evolution

La pêche et la nature agissent de manière antagoniste sur de nombreux traits des brochets. La mortalité naturelle et le succès reproducteur sont, par exemple, positivement liés à la taille des individus tout comme leur vulnérabilité à la capture. L'effet de sélection par pêche (c.-à-d. la différence par rapport à une évolution sans pêche) augmente avec le taux d'exploitation de la population et est lié aux tailles légales de captures appliquées. Matsumura *et al.* (2011) observent que, contrairement aux TMinC, les FDC (et les TMaxC) permettent de limiter l'effet de la pêche sur la réduction de la taille à maturité et qu'elles ont le potentiel de limiter, voire d'inverser, l'effet de la pêche sur la taille des brochets. Toutefois, la réponse des paramètres étudiés n'est pas linéaire et aucune FDC ne permet de limiter tous les effets de la sélection induite par la pêche. Monk *et al.* (2021) montrent des résultats plus mitigés et observent que la sélection liée à la pêche, sur le caractère des individus et leur taux de croissance, est inévitable quel que soit la réglementation appliquée, même avec un taux de prélèvement modéré (< 0,22 % des individus dans la taille légale de capture). Toutefois, les FDC permettent de diminuer l'effet de la sélection par la pêche par rapport aux TMinC, car la protection des plus gros individus entraîne généralement la diminution des prélèvements. Pour une borne inférieure de FDC donnée, l'effet de la sélection par pêche diminue avec l'abaissement de la borne supérieure de la FDC (Figure 20).

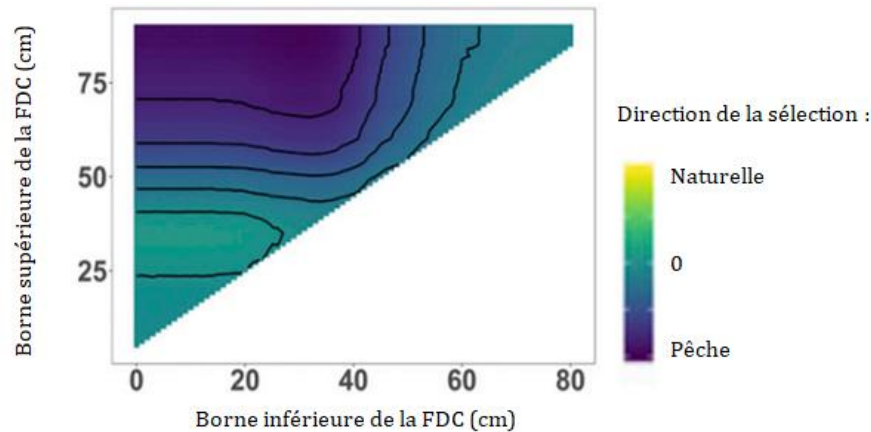


Figure 20. Effets de différentes FDC sur la sélection induite par la pêche sur le brochet, d'après Monk *et al.* (2021).

Les résultats de Monk *et al.* (2021) suggèrent que les FDC donnant les meilleures performances halieutiques (*cf.* Ahrens *et al.*, 2020) impliquent inévitablement une sélection induite par la pêche. Ils expriment également que la meilleure efficacité des FDC par rapport aux TMinC pour limiter l'effet de la sélection induite par la pêche vient de la réduction des prélèvements. Toutefois, d'après les auteurs, le protocole expérimental utilisé pour calibrer le modèle (remise à l'eau des individus après capture, qui a maintenu la population à la capacité d'accueil du milieu) ne permet pas d'estimer l'effet des différents mécanismes compensatoires (augmentation de la fécondité avec la réduction de la compétition, par exemple) sur le succès reproducteur des individus et les changements de comportements possibles liés à la diminution de la densité de congénères (notamment les plus gros). C'est pourquoi la généralisation de ce travail à des milieux exploités reste limitée. Ces résultats sont toutefois en accord avec Jørgensen *et al.* (2009) qui estiment que l'utilisation d'engins de pêche destinés à capturer les individus de taille intermédiaire est plus efficace pour limiter les effets évolutifs de la pêche que l'utilisation d'engins destinés à capturer les classes de tailles extrêmes (c.-à-d. les plus gros individus ou les petits individus).

2.1.3. Modélisation appliquée à d'autres espèces



Gwinn *et al.* (2015) utilisent un modèle basé sur la structure en taille et en âge de populations théoriques de poissons afin d'identifier les effets de différentes TMinC et FDC sur le nombre d'individus prélevés, la biomasse prélevée et le nombre de captures de

poissons trophées. Dans ce modèle, la plus petite TMinC possible et la borne inférieure de la FDC sont fixées à la taille moyenne de maturité et les changements de FDC se font par évolution de sa borne supérieure. Les auteurs paramètrent le modèle pour 2 types d'espèces. Le premier représente une espèce de grosse taille ($L_{\infty} = 100 \text{ cm} \pm 20 \text{ cm}$), vivant longtemps (âge maximal ≤ 30 ans), avec un taux de croissance faible, une maturité tardive ($L_{\text{mat}} = 40 \text{ cm}$), un taux de mortalité naturel annuel faible ($M = 0,15$) et recrutement fortement densité-dépendant. Ce modèle s'approche des caractéristiques du cristvomer (*Salvelinus namaycush*) ou de la morue de Murray (*Maccullochella peellii*). Le second type représente une espèce de taille réduite ($L_{\infty} = 50 \text{ cm} \pm 10 \text{ cm}$), ayant une durée de vie plus courte (≤ 10 ans), un taux de mortalité naturel annuel élevé ($M = 0,44$), un taux de croissance élevé, une maturité précoce ($L_{\text{mat}} = 20 \text{ cm}$) et un recrutement faiblement densité-dépendant. Ce modèle s'approche des caractéristiques de la perche commune (*Perca fluviatilis*) ou de la truite de mer tachetée (*Cynoscion nebulosus*). Le brochet peut quant à lui être considéré comme un intermédiaire entre ces deux types d'espèces (car $L_{\infty} = 100 \text{ cm}$, L_{mat} moyenne = 38 cm, âge max = 20 ans et $M = 0,26$, Arhrens *et al.*, 2020). Gwinn *et al.* (2015) utilisent ensuite leur modèle avec les paramètres vitaux d'espèces connues, la morue de Murray (*Maccullochella peellii*), le cristvomer (*Salvelinus namaycush*), la perche commune (*Perca fluviatilis*), l'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) et le sandre (*Sander lucioperca*).

Les auteurs estiment que, quelle que soit l'espèce considérée, les réglementations libérales favorisent les prélèvements au détriment de la taille des captures et que la réglementation doit être plus restrictive lorsque la mortalité par pêche augmente (Tableau 1). Le nombre de poissons prélevés et le nombre de poissons trophées capturés sont supérieurs avec une FDC qu'avec une TMinC mais la biomasse prélevée est inférieure avec une FDC qu'avec une TMinC. L'avantage d'une réglementation par rapport à l'autre est plus important lorsque que la pression de pêche est élevée. FDC et TMinC montrent des performances équivalentes ($\pm 4 \%$ en moyenne) pour le maintien du potentiel de ponte des populations. Pour les auteurs, une TMinC placée légèrement au-dessus de la taille à maturité moyenne, permettant à environ 75 % des individus sous cette taille de se reproduire, permet de maximiser la biomasse récoltée. Les FDC sont plus performantes que les TMinC lorsqu'un compromis entre prélèvements et taille des captures doit être trouvé (Tableau 2). Les performances observées dans le cadre d'un compromis de gestion ont des valeurs intermédiaires par rapport aux maximum possibles. Pour Gwinn *et al.* (2015), la diminution de la biomasse prélevée, en raison de l'application d'une FDC, est compensée par l'augmentation du nombre de poissons prélevés, ce qui permet un meilleur partage de la ressource (c.-à-d. à plus de pêcheurs de consommer leurs captures).

Tableau 1. Tailles légales de captures les plus performantes en fonction de l'objectif de gestion choisi, de la mortalité par pêche et du type d'espèce considéré, d'après Gwinn *et al.* (2015).

	Objectif de gestion	FDC (cm)		TMinC (cm)	
		F = 0,8 M	F = 2 M	F = 0,8 M	F = 2 M
Espèce au cycle de vie long (type 1)	Prélèvements	40-84	40-44	50	72
	Captures de Trophées	40-47	40-44	82	85
	Compromis	40-58	40-49	71	80
Espèce au cycle de vie court (type 2)	Prélèvements	20-42	20-32	26	37
	Captures de Trophées	20-25	20-23	43	45
	Compromis	20-28	20-26	38	41

F : Mortalité par pêche, M : mortalité naturelle.

Tableau 2. Différences de performances entre FDC et TMinC en fonction de la mortalité par pêche et de l'espèce considérée, dans le cadre d'un compromis entre les prélèvements et le nombre de captures de poissons trophées, d'après Gwinn *et al.* (2015).

		Biomasse prélevée		Nombre prélevé		Trophées capturés	
		F = 0,8 M	F = 2 M	F = 0,8 M	F = 2 M	F = 0,8 M	F = 2 M
Différence de performance entre FDC et TMinC (%)	Morue de Murray	-38	-41	45	76	46	76
	Cristivomer	-60	-69	51	89	52	87
	Perche commune	-26	-28	46	69	43	76
	Ombre Arctique	-43	-46	56	88	53	86
	Sandre	-69	-73	82	183	84	134

F : Mortalité par pêche, M : mortalité naturelle.



Clark *et al.* (1980) s'intéressent à l'effet d'une FDC dans la population de truites fario (*Salmo trutta*) de la rivière au sable (Michigan, Etats-Unis). Dans cette population $L_{mat} = 23$ cm, $L_{\infty} = 58$ cm (8 ans), $F = 0,3$ et les truites sont vulnérables à la capture à partir de 14 cm. Les auteurs observent qu'une TMinC basse (20,5 cm) permet de maximiser le nombre total de truites prélevées et la biomasse totale prélevée. Une TMinC élevée (30,5 cm) permet de maximiser les prélèvements de gros individus. La double FDC (c.-à-d. une FDC = 20,5-30,5 cm autorisant les prélèvements des plus gros individus, ici > 40,5 cm) permet d'obtenir des résultats proches de ceux observés avec les TMinC (Tableau 3) tout en préservant la structure en taille de la population. Cette FDC apparait comme un bon compromis entre les objectifs de quantité (prélèvements) et de qualité (taille des captures). Les auteurs mentionnent toutefois que l'amélioration du nombre de poissons trophées obtenue avec la FDC par rapport à une TMinC basse pourrait ne pas être détectée par les pêcheurs en raison de leur faible abondance dans le milieu et de la forte mortalité naturelle des truites dans le cours d'eau.

Tableau 3. Performances de différentes tailles légales de captures dans une pêcherie de truites fario, d'après Clark *et al.* (1980).

		TMinC = 20,5cm	TMinC = 30,5cm	FDC = 20,5-30,5 cm, > 40,5 cm
Abondance (ind./ha)	<20,5	1906	1344	1872
	20,5-30,4	449	460	448
	30,5-40,5	36	56	39
	>40,5	1	1,9	1,7
Prélèvement (ind./ha)	Total	164	15	153
	Trophées	0,2	0,5	0,4
Prélèvement (kg/ha)	Total	24	5	21
	Trophées	0,1	0,4	0,3

Ayllón *et al.* (2019) s'intéressent à l'effet de différentes tailles légales de capture, TMaxC = 33, 31, 29, 27 et 25 cm, TMinC = 17, 18, 19, 20 et 21 cm et FDC = 17, 18, 19, 20, 21-25 cm (c.-à-d. que la borne supérieure de la FDC est fixée à 25 cm et la borne inférieure varie entre 17 et 21 cm) sur la truite fario. La particularité de ce modèle est de simuler les poissons individuellement dans un environnement complexe et variable (il prend notamment en compte l'influence du débit et de la température). Le modèle est calibré à partir de données, biotiques et abiotiques, mesurées dans la rivière Belagua (Aragon, Espagne) entre 1993 et 2011. Le taux de remise à l'eau des poissons est de 40 %, le taux de non-respect de la réglementation est de 5 %, $L_{mat} = 16,7-21$ cm (2-3 ans) et la taille maximale est de 29 cm ($\pm 2,7$ cm).

Les auteurs observent que les TMaxC permettent des prélèvements élevés et de nombreuses captures. Toutefois, lorsque le taux d'exploitation de la population dépasse 20 %, les prélèvements entraînent une diminution trop importante du potentiel reproducteur de la population (SPR) et mènent à la disparition de la population lorsque plus de 50 % de la population est prélevée. A l'inverse, TMinC et FDC permettent le maintien de la truite dans toutes les conditions simulées par le modèle, mais les réglementations les plus libérales peuvent tout de même mettre les populations dans une situation risquée ($SPR < 0,35$) lorsque le taux d'exploitation de la population est très élevé (≥ 65 %). Les TMinC permettent de maximiser les performances relatives aux prélèvements, en particulier la taille moyenne des poissons prélevés et la biomasse prélevée. L'augmentation de la TMinC entraîne une diminution de la biomasse prélevée mais entraîne une augmentation de la taille moyenne des poissons prélevés, en concentrant les prélèvements sur les individus les plus vieux (≥ 3 ans). Les FDC et les TMinC donnent des résultats comparables pour le maintien de la biomasse totale de poissons et le potentiel reproducteur de la population. Les TMinC permettent de maintenir le SPR et la biomasse totale en conservant un nombre élevé de jeunes reproducteurs. Les FDC maintiennent le SPR et la biomasse totale en protégeant les plus gros individus. Les FDC permettent de maximiser les performances relatives aux captures, par le maintien de l'abondance et de la structure en taille de la population.

Les auteurs soulignent que les performances de FDC dépendent fortement de la survie des poissons relâchés. Lorsque le taux de mortalité des truites relâchées est de 20 % (valeur observée dans plusieurs populations de salmonidés, Hühn & Arlinghaus, 2011), les TMinC sont plus performantes, d'un point de vue halieutique, que les FDC puisqu'elles permettent de valoriser, par le prélèvement, des individus qui ne contribuent pas aux captures des pêcheurs et au fonctionnement de la population en raison de leur mort après la remise à l'eau. Pour Ayllón *et al.* (2018), la mise en place d'une FDC dans cette population de truites pourrait limiter l'intensité de l'évolution induite par la pêche, notamment la diminution de l'âge moyen à maturité mais l'efficacité des FDC pour mitiger les effets à long terme des prélèvements reste limitée.



Lenker *et al.* (2016) s'intéressent aux effets de différentes tailles légales de captures sur la population de cristivomers (*Salvelinus namaycush*) du lac Follensby (393 ha, New-York, Etats-Unis). Dans cette population, $L_{\infty} = 1,49$ m (25 ans), $L_{mat} = 40-50$ cm (13 ans), M diminue avec le temps pour atteindre 0,1 après 5 ans et $F = 0,15$. Les auteurs reportent que FDC = 53-61 cm réduit la biomasse prélevée d'environ 55 % par rapport à la valeur maximale obtenue avec TMinC = 53 cm, lorsque la pression de pêche est modérée, mais permet d'éviter l'effondrement des prélèvements lorsque la pression de pêche est élevée. Cette FDC maintient le nombre de captures à un niveau équivalent à celui observé avec la TMinC, même lorsque la pression de pêche est élevée.

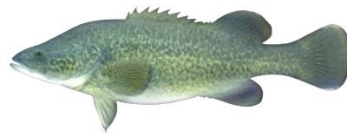


Jensen (1981) s'intéresse à l'effet des FDC sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) du ruisseau Lawrence (Wisconsin, Etats-Unis), en réponse à la diminution importante du nombre totale de captures, sans augmentation marquée du nombre de poissons trophées, observée après la mise en place d'une TMinC = 23 cm (Hunt, 1962). Cette population est caractérisée par $F = 0,5$ et les poissons trophées mesurent plus de 33 cm (4 ans). Jensen (1981) estime que la mise en place d'une FDC permet d'augmenter l'abondance de poissons trophées en impactant peu le nombre total de captures. Une FDC = 15,5-24 cm (protégeant les individus de 2 ans) entraîne une diminution de 5 % du nombre totale de captures et une augmentation de 50 % du nombre de poissons trophées par rapport à la situation observée avec la TMinC = 15,5 cm. Une FDC = 19,5-24 cm (protégeant les individus d'1 an) entraîne une diminution de 15 % du nombre total de captures et une augmentation de 31 % du nombre de captures de poissons trophées par rapport à la situation observée avec la TMinC = 19,5 cm. L'auteur souligne que pour

donner les meilleures performances (fonction des caractéristiques de la population et de la satisfaction des pêcheurs), la borne inférieure de la FDC doit être fixée à la limite minimale de taille de prélèvements acceptable par les pêcheurs.



García-Asorey *et al.* (2011) s'intéressent à la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) migratrice de la rivière Santa Cruz (Patagonie, Argentine). Dans cette rivière, $F = 0,40$, les individus migrent à l'âge de 3 à 13 ans, $L_{mat} \approx 40$ cm (3 ans), les poissons trophées mesurent entre 76 cm et 90 cm et représentent 10 % des poissons de la population. Les auteurs observent que le meilleur compromis entre prélèvement et nombre de poissons trophées est obtenu avec des FDC = 50-68 cm, ce qui permet aux individus de se reproduire au moins une fois avant de pouvoir être prélevés et aux individus les plus gros (≥ 7 ans, les plus fertiles) de se maintenir dans le milieu. Ils observent également que $T_{MaxC} = 63$ cm donne des résultats satisfaisant pour l'atteinte d'un compromis de gestion et soulignent que l'amélioration du nombre et de la taille des poissons n'est possible qu'au détriment de la quantité de poissons prélevés (maximale avec une $T_{MinC} = 55$ cm).



Koehn & Todd (2012) s'intéressent à la morue de Murray° (*Maccullochella peelii*). Cette espèce a une longévité élevée (> 40 ans), dépasse régulièrement les 40 kg (valeur historique maximale 113 kg, 1,8 m) et $L_{mat} = 5$ ans (≈ 55 cm). Le taux de prélèvement annuel varie entre 15 % et 35 %. En considérant un taux de prélèvement de 20 %, les auteurs observent que les FDC permettent de maximiser la biomasse prélevée et de maintenir la présence de gros individus (Tableau 4). Une FDC = 40-60 cm donne les meilleurs résultats et permet d'obtenir le meilleur compromis entre pêche et conservation (fonction du nombre de captures et du risque de déclin de la population).

Tableau 4. Performances de différentes tailles légales de capture de morue de Murray, d'après Koehn & Todd (2012).

		FDC = 40-60 cm	FDC = 50-100 cm	FDC = 60-100 cm	TMinC = 50 cm	TMinC = 70 cm
Comparaison avec une population sans pêche	Abondance totale >55cm (> 5 ans)	-27 %	-66 %	-55 %	-77 %	-56 %
	Abondance 60-90 cm	-29 %	-54 %	-39 %	-64 %	-31 %
	Abondance >100cm (> 20 ans)	-21 %	-88 %	-85 %	-99 %	-98 %
Comparaison avec TMinC = 50 cm	Prélèvement (n individus)	33,2 %	8 %	-28 %	0	-49 %

* Taux de prélèvement utilisé = 20%



Powell *et al.* (2010) s'intéressent à l'effet de différentes réglementations (contrôle du nombre de bateaux, quotas journaliers, TMinC et FDC) sur les performances de la pêcherie de cardeaux d'été (*Paralichthys dentatus*) de la côte est des Etats-Unis (du Massachusetts à la Caroline du sud). Dans cette population, où $L_{mat} \approx 28$ cm et $L_{\infty} \approx 94$ cm, la mise en place de différents quotas puis d'une TMinC = 42 cm, pour permettre le rebond de la population en raison d'un déclin important des captures effectuées par les pêcheurs à la ligne (0,3 poisson/pêcheur/jour, « pois./pê./j » dans la suite du document), ont eu pour effet d'orienter les prélèvements sur les plus gros individus qui, chez cette espèce au dimorphisme sexuel marqué, sont principalement des femelles. C'est pourquoi les individus de plus de 46 cm ne représentent plus que 5% de la population.

Les auteurs estiment que les FDC ont le potentiel pour protéger les plus gros individus sans impacter le nombre et la biomasse prélevée par les pêcheurs en concentrant les prélèvements sur des individus moins gros mais plus abondants. La valeur de la borne supérieure de la FDC (46 cm ou 51 cm) influence peu les résultats, FDC = 41- 46 cm et FDC = 41 – 51 cm (couplé à un quota ≈ 2 pois./pê./j) permettent aux pêcheurs de prélever la même biomasse par sortie que TMinC = 42 cm. Plus l'objectif de prélèvement est grand plus l'ouverture de la FDC doit être grande (c.-à-d. que la borne inférieure de la FDC doit être basse). Ils observent également que l'effet des quotas est

limité, sauf lorsqu'ils sont inférieurs à 3 pois./pê./j, car les pêcheurs capturent rarement plus de 2 individus par sortie.

Morson *et al.* (2017) s'intéressent à l'effet des tailles légales de captures sur le sexe-ratio du cardeau d'été de la côte du nord-est des Etats-Unis (du New-jersey au Rhode Island). Dans cette population l'augmentation de la TMinC de 46 cm à 53cm, destinée à maintenir la population à un niveau suffisant pour éviter son effondrement, a entraîné une augmentation de la proportion de femelles dans les prélèvements pour atteindre près de 90 %. A partir des données recueillies auprès des pêcheurs amateurs et commerciaux, les auteurs testent l'effet de différentes FDC (entre une borne minimale = 36 cm et une borne maximale = 53 cm) sur la biomasse prélevée et le sexe-ratio des captures.

Les auteurs estiment que la mise en place d'une FDC est efficace pour réduire la proportion de femelles dans les captures. Plus la borne supérieure de la FDC est basse moins la proportion de femelles dans les captures est importante. Cependant, la valeur idéale de FDC varie d'une zone à l'autre et il est difficile de déterminer une FDC généralisable à l'ensemble des zones concernées. Les jeunes mâles sont, par exemple, plus prompts à se déplacer vers la côte que les gros mâles. Les captures de jeunes mâles par les pêcheurs à la ligne sont donc plus aisées dans les zones de faible profondeur et la FDC peut alors être baissée. Les FDC les plus performantes présentent en général une borne inférieure < 53 cm et une ouverture relativement restreinte (5-7,5 cm). Toutefois, le maintien de prélèvements à des valeurs proches ($\pm 10\%$) de celles enregistrées avec TMinC = 53 cm impose que la FDC soit proche de 53 cm.



Morgan *et al.* (2019) s'intéressent à l'effet des FDC sur la population de dorés (*Sander vitreus*) du lac Nipissing (873 km², Ontario, Canada) dont les effectifs ont chuté malgré une TMinC = 46 cm et un quota de 2 pois./pê./j. Dans ce lac M = 0,24 et F = 0,25 (dont 40 % par la pêche récréative), la longueur moyenne des poissons est 50 cm pour les mâles et 65 cm pour les femelles, L_{max} = 90 cm (trophée > 76 cm), L_{mat} \approx 30 cm. Les auteurs estiment qu'une FDC = 45-50 cm complétée d'un quota de 2 pois./pê./j est la réglementation la plus pertinente pour permettre de stabiliser la population tout en maintenant un taux d'exploitation élevé et une structure en taille équilibrée. D'autres réglementations donnent des résultats assez proches, comme FDC= 40-45 cm, FDC= 45-55 cm et TMinC = 46 cm.



Carr-Harris & Steinback (2020) simulent l'effet de 26 tailles légales de captures (TMinC, FDP et FDC) sur la population de bars rayés (*Morone saxatilis*) de la côte nord-est des Etats-Unis, qui voit sa population diminuer malgré une TMinC = 71 cm couplée à un quota de 1-2 pois./pê./j. Cette réglementation entraine un prélèvement déséquilibré vers les femelles, car chez cette espèce le dimorphisme sexuel est marqué, les femelles ayant un taux de croissance supérieur à celui des mâles. Dans cette population $L_{\infty} = 1,5$ m et $L_{mat} = 71$ cm. Les auteurs estiment que diminuer la FDC sans faire varier son ouverture (c.-à-d. FDC = 51-71 cm, 61-81 cm, 71-91 cm) et diminuer l'ouverture de la fenêtre de capture (de 40 à 20 cm) fait diminuer la proportion de femelles dans les captures. La réglementation la plus performante pour permettre le rebond de la population tout en autorisant les prélèvements est une FDC = 71-91 cm couplée à un quota de 1 pois./pê./j. Les auteurs estiment également que la diminution de la FDC (c.-à-d. l'abaissement de la borne supérieure et inférieure) augmente l'investissement des pêcheurs dans l'activité pêche car ils capturent plus de poissons susceptibles d'être prélevés.



Bohaboy *et al.* (2020) s'intéressent à l'effet de différentes tailles légales de capture sur le vivaneau campêche (*Lutjanus campechanus*) du Golfe du Mexique. Dans cette pêcherie, 42 % des vivaneaux capturés par les pêcheurs mesurent plus de 56 cm et 1 % mesure plus de 86 cm, $L_{max} > 1$ m (50 ans), $L_{mat} = 30$ cm (2 ans). Les auteurs estiment que la mise en place d'une FDC, à la place de la TMinC = 40,6 cm, entraine une augmentation de la proportion de vieux individus (> 20 ans) dans la population pouvant aller jusqu'à 15 %, une augmentation du nombre de captures pouvant dépasser 50 % et une diminution des prélèvements ≈ 20 % (Figure 21). Plus la borne supérieure de la FDC diminue (pour se rapprocher de la borne inférieure) plus ces effets sont marqués. Ils observent également que l'augmentation de la borne inférieure de la FDC (40,6 cm à 45,7 cm) améliore le nombre de capture et augmente l'âge moyen de la population, mais n'affecte que très peu la présence de vieux individus (> 20 ans). Les auteurs observent un effet marqué de la mortalité après remise à l'eau sur l'efficacité des FDC. Lorsque la mortalité après remise à l'eau est nulle, une FDC large (p. ex. FDC = 46 – 87 cm) permet d'améliorer les prélèvements de 5 % à 10 % et le nombre de captures peut être doublé.

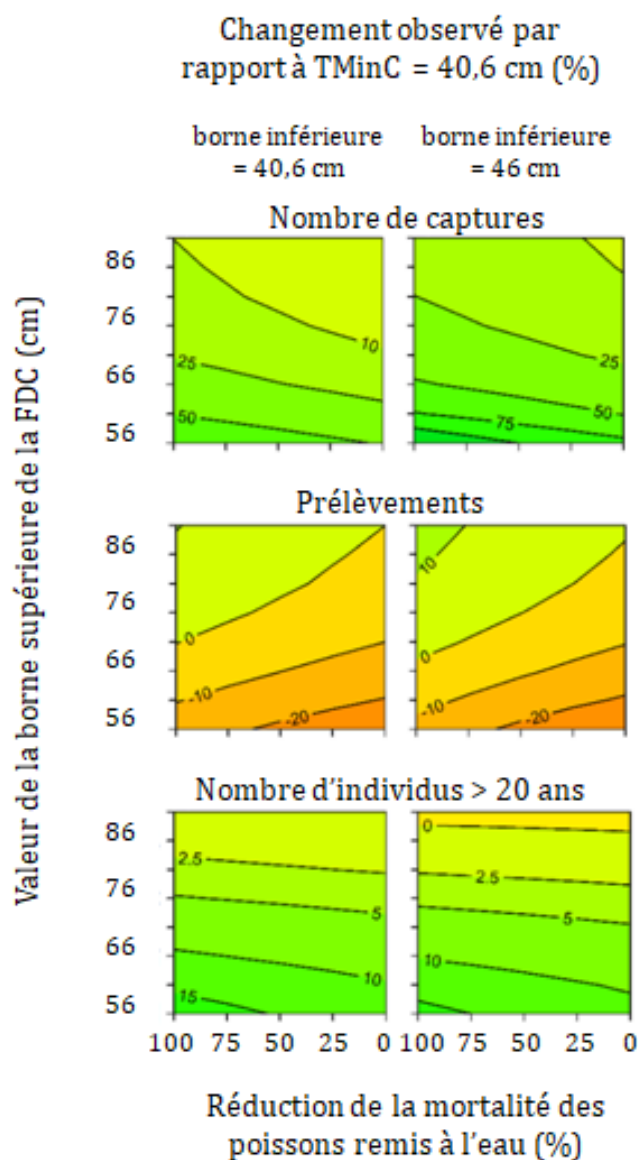
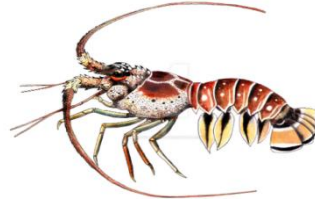


Figure 21. Effet de différentes FDC sur les performances d'une pêcherie de vivaneaux campêche, d'après Bohaboy *et al.* (2022).



Zimmerman & Jorgensen (2017) estiment que l'utilisation de filets maillants à petite maille, destinés à concentrer les prélèvements sur les classes de taille les plus jeunes (sous ou à la taille à maturité) de morue Atlantique (*Gadus morhua*), c.-à-d. qui agissent comme une FDC centrée sur L_{mat} , permet de renverser l'effet de la sélection induite par la pêche sur l'âge à maturité et de redynamiser la population en conservant une biomasse importante de reproducteurs. Cette gestion a pour effet d'augmenter la biomasse extraite et la résilience de la population. Ce type de réglementation impose

toutefois une nette diminution de la taille des poissons prélevés et fait donc face à l'acceptation des consommateurs pour qui la taille des poissons commercialisés est un facteur important.



Gnanalingam *et al.* (2020) s'intéressent à 10 populations de langoustes blanches (*Panulirus argus*) des Caraïbes et estiment que les FDC permettent de restaurer une structure en taille naturelle de la population et de remonter le stock de langouste lorsque la pression de pêche est faible ($F = 0,18 M$) à moyenne ($F = 0,36 M$). Lorsque la pression de pêche est élevée ($F = 0,72 M$), les FDC ne suffisent pas à protéger la population et à maintenir un rendement constant. Elles doivent alors être couplées à des Aires Marines protégées, où l'intégralité des individus sont protégés et peuvent ainsi produire des larves en abondance.

ELEMENTS ESSENTIELS

- MODELISATION DES FENETRES DE CAPTURE -

- L'efficacité des fenêtres de capture pour le maintien de la qualité des pêcheries est basée sur **la protection** des classes de taille les plus grandes **et l'exploitation** des classes de tailles intermédiaires.
- Les fenêtres de capture sont plus efficaces que les tailles minimales de capture pour maintenir une population de brochets car 1) elles évitent la surexploitation des **femelles** par rapport aux mâles, 2) elles permettent le maintien de femelles les plus **fécondes** et 3) elles sont généralement plus **restrictives**.
- Les fenêtres de capture présentent un avantage par rapport aux tailles minimales de capture pour la **conservation** des espèces.
- Les fenêtres de capture permettent un **compromis** entre des objectifs de gestion opposés (prélèvements / captures) pour de nombreuses espèces, dont le brochet.
- Les fenêtres de capture doivent être **adaptées** au contexte local pour être **efficaces** et **acceptées** par les pêcheurs.
- Pour permettre un nombre élevé de prélèvements la borne inférieure des fenêtres de capture doit rester **basse** (proche de la taille de maturité).
- Plus la pression de pêche augmente plus l'**ouverture** de la fenêtre de capture doit être réduite (par abaissement de sa borne supérieure).
- Certaines fenêtres de capture doivent parfois être **couplées** à d'autres réglementations (quotas ou zones protégées) pour éviter la surpêche ou permettre de rebond de certaines populations.

2.2. Tests *in situ* des fenêtres de capture

2.2.1. Effets sur le brochet

Tiainen *et al.* (2017) testent, dans 4 lacs oligo-mésotrophes finlandais (Tableau 5), l'effet d'une TMinC = 40 cm et d'une FDC = 40-65 cm sur le brochet. Pour cela, ils estiment chaque année au printemps, par un protocole de CMR, la taille et la structure des différentes populations de brochets, à l'aide de verveux et des nasses. Ils effectuent ensuite les prélèvements de brochets, en été et en automne, à la ligne et au filet maillant (mailles : 5 mm à 60 mm), dans l'objectif de prélever 50 % de la biomasse disponible annuellement (calculée à l'aide de la CMR). Les données relevées durant les 5 années d'expérimentation (2009-2013) sont comparées à celles relevées durant les 3 ans précédents les tests, lorsque la pêche était interdite (2006-2008, Tableau 5). La TMinC a été fixée à 40 cm car il s'agit de la TMinC couramment appliqué en Finlande. La borne supérieure de la FDC a été fixée à 65 cm car, dans ce genre de milieu peu productif, les brochets > 65 cm ne représentent que 5 % de la population.

Tableau 5. Caractéristiques des lacs utilisés par Tiainen *et al.* (2017)

Nom du lac	Majajärv	Hokajärv	Haarajärvi	Haukijärvi
Réglementation	TMinC = 40 cm		FDC = 40-65 cm	
Surface (ha)	3,4	8,4	13,8	2,1
Densité moyenne avant prélèvement (kg/ha)	16,5	11,4	14,8	9,2
Biomasse moyenne avant prélèvement (kg/ha)	13,3	8,1	9,3	11,3
Prélèvement moyen (kg/ha/an)	4,7	2,9	2,5	2,2
Taux d'exploitation de la biomasse (%)	73,2	50,6	27	47
Taux d'exploitation du nombre (%)	60,4	39,6	54,7	31,6

Tiainen *et al.* (2017) observent que la FDC = 40-65 cm entraîne une diminution non significative de la biomasse et de la densité de brochets et permet le maintien des plus gros individus (Tableau 6). En protégeant les individus > 65 cm, qui peuvent constituer une part importante de la biomasse totale de la population (27-88 %), la taille moyenne et la structure en taille des populations sont maintenues à un niveau proche de celui observé avant prélèvements. La TMinC = 40 cm entraîne une diminution significative de la biomasse, de la densité et de l'âge moyen de la population ainsi qu'une troncation marquée de la structure en taille de la population (Figure 22). Après 3 ans, les individus > 65 cm (qui représentaient entre 5,5 % et 72 % de la densité totale et \approx 19,5 % de la biomasse totale avant prélèvements) ont totalement disparu des deux lacs tests. Les auteurs n'observent pas de changement significatif du sexe-ratio dans les différents lacs, quelle que soit la réglementation appliquée. La TMinC permet des prélèvements plus importants que la FDC en nombre (en moyenne 5,6 ind./ha/an contre 3,8 ind./ha/an) et en biomasse (en moyenne 3,7 kg/ha/an contre 2,4 kg/ha/an). Cependant, la trajectoire

observée sur le lac Majajärvi laisse penser que la biomasse prélevée tend à s'effondrer avec le temps.

Tableau 6. Effets des TMinC et des FDC observés par Tiainen *et al.* (2017).

Nom du lac		Majajärvi	Hokajärvi	Haarajärvi	Haukijärvi
Réglementation		TMinC = 40 cm		FDC = 40-65 cm	
Changement observé (%)	Taille moyenne	-6,8*	-9,5*	4,3	-8,9
	Age moyen	-14,3*	-20,2*	nd	nd
	Biomasse	-88,7*	-43,7*	-30,1	-38,8
	Densité	-82*	-15,2	-26,7	-25,1
Prélèvements	Nombre (ind./ha/an)	6,4	4,8	4,5	3,1
	Biomasse (kg/ha/an)	4,5	2,9	2,2	2,6

* indique une différence statistiquement significative. nd indique une valeur non disponible.

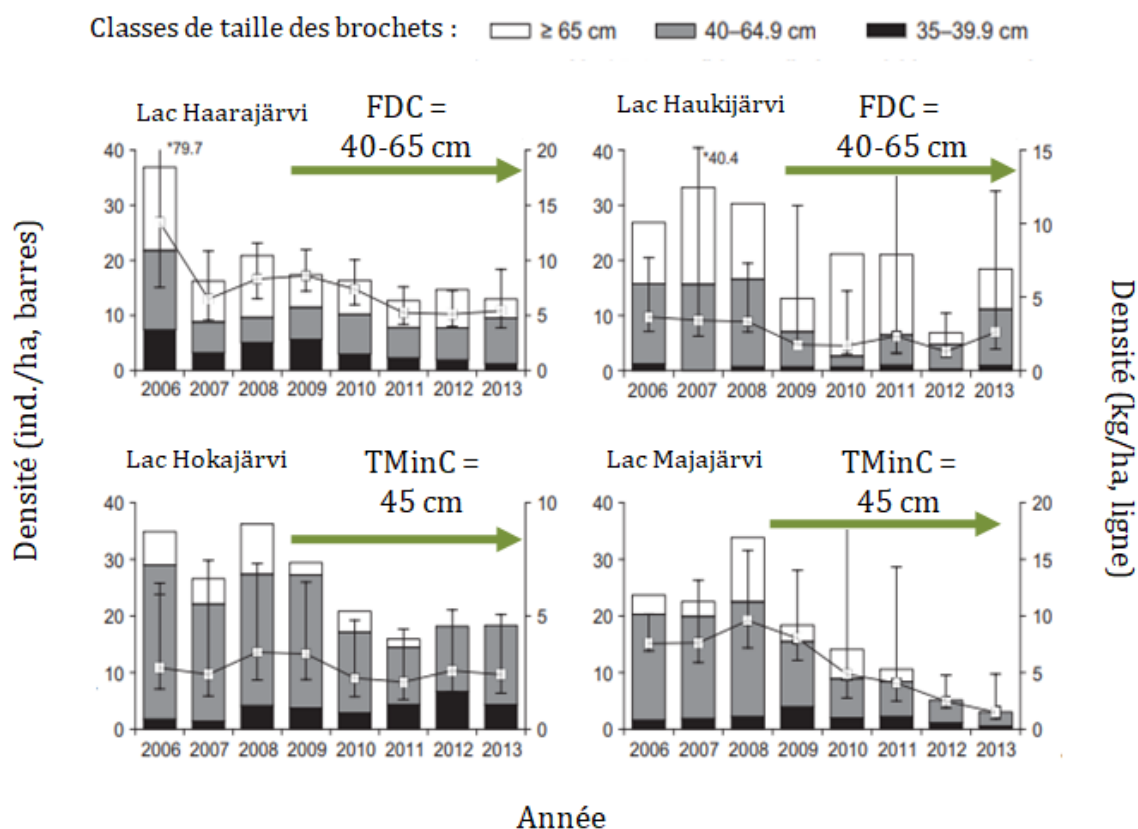


Figure 22. Evolution de la densité de brochets en fonction de la taille légale de capture observée Tiainen *et al.* (2017).

L'efficacité de la FDC proposée par Tiainen *et al.* (2017) pour conserver la structure en taille des populations est en accord avec les travaux de modélisation présentés

précédemment. En revanche, la FDC n'a pas permis de prélever un nombre plus important de brochets que la TMinC. La borne inférieure de la FDC utilisée par Tiainen et al. (2017) est plus élevée que celle proposée par Ahrens *et al.* (2020) (40 cm contre \approx 30 cm) pour maximiser le nombre de brochets capturés. Cette différence a eu pour effet d'orienter les prélèvements dans des classes de taille moins abondantes. Ce phénomène est d'autant plus important que la croissance des brochets dans les lacs étudiés est lente.

Les résultats de ce travail sont limités par le nombre restreint de répliques et la taille réduite de certains plans d'eau. Dans le lac Haukijärvi (FDC), le faible nombre d'individus capturés au printemps (13 individus en moyenne) crée une forte variabilité de densité et de l'âge moyen estimés, les tests statistiques utilisés ne peuvent alors détecter de changement significatif. Dans le lac Hokajärvi (TMinC), la biomasse et la densité de brochets ont été divisées par deux et la densité de brochets a peu baissé après 5 ans, contrairement au lac Majajärvi où la biomasse et la densité de brochets se sont effondrées. Les auteurs estiment que dans ce lac la végétation littorale nettement plus développée que dans les autres lacs (80 % de la surface en eau, contre 4 % à 15 %), a certainement permis le renforcement des cohortes les plus jeunes (très dépendantes de la végétation aquatique) en réponse à la diminution de la densité des individus de plus de 40 cm (phénomène bien connu chez le brochet, p. ex. Bry *et al.*, 1995). Dans le lac Haarajärvi (FDC) les auteurs observent une augmentation de la proportion d'individus de taille intermédiaire (46-65cm) et expliquent que ce phénomène résulte de l'augmentation du taux de croissance des jeunes individus en lien avec la diminution de la densité de congénères.

Faure (2022) s'intéresse à l'effet du remplacement d'une TMinC = 60 cm par une FDC = 50-70 cm pour le brochet dans deux lacs gérés par la FDPPMA 69, le lac du Grand-Large (160 ha) et le lac de Miribel-Jonage (360 ha). La levée, en 2009, d'une interdiction sanitaire de consommation du brochet en vigueur durant 4 ans dans le lac du Grand-Large (en raison d'une contamination aux PCB) a engendré un vif mécontentement des pêcheurs gestionnaires du site et des détaillants locaux, allant jusqu'à la conduite d'une action en justice. Le motif principal invoqué était la raréfaction probable des gros spécimens présents dans le lac depuis l'arrêt des prélèvements. Un suivi des captures et de l'effort de pêche mesurés lors d'entretien au bord de l'eau (voir Gaillot, 2019, pour plus de détail sur le protocole utilisé) a donc été mis en place à partir de 2011 pour tenter d'objectiver les choses. Les résultats de ce suivi montrent que les CPUE observés dans le lac du Grand-Large passent d'1 brochet pour 26 h de pêche à 1 brochet pour 95 h de pêche (valeur mesurée sur les lacs témoins de Miribel Jonage, exploités sans interruption) et que les prélèvements sont en moyenne de 10,3 kg/ha/an et concentrés sur les gros sujets (LT moy = 76,4 cm en 2011). En 2018, une importante campagne d'information est donc lancée pour informer les pêcheurs de l'intérêt de préserver les grands brochets, et en 2019 une FDC remplace la TMinC dans le lac du Grand-Large et les lacs de Miribel-Jonage. Après 4 ans, Faure (2022) observe une augmentation générale des captures par unité d'effort (nombre d'individu capturé/pêcheur/heure) après la mise en place de la FDC (Figure 23). Elles passent de 0,36 brochet/pêcheur/heure en moyenne avant les FDC à

0,43 brochet/pêcheur/heure après la mise en place de FDC. Cette amélioration n'est toutefois pas statistiquement significative, à l'exception des individus de moins de 50 cm (*nb*, l'absence de significativité du test statistique est liée à la variabilité des CPUE observées avant le changement de réglementation. La poursuite du suivi réalisé sur ce plan d'eau permettra de diminuer le poids de cet effet dans l'analyse des données). Il observe également une augmentation non significative des CPUE de jeunes de l'année (mesuré par un protocole de pêche électrique partielle, EPA) dans le lac du Grand-Large après la mise en place de la FDC (*nb* ce suivi n'a pas été effectué dans le lac le Miribel-Jonage), une augmentation du nombre annuel de captures d'individus > 1 m et de la taille moyenne des 10 plus grosses captures reportées, ce qui suggère une amélioration de la taille des captures (Tableau 7). La forte variabilité interannuelle et peu de recul sur la mesure limitent la puissance des tests statistiques et la visibilité de la réponse de la population, en particulier l'augmentation attendue de l'abondance et de la taille des plus gros individus. L'augmentation de l'abondance des petits individus (0+ et < 50 cm) est un signal encourageant de l'effet de la mise en place de la FDC pour l'amélioration de la qualité des deux pêcheries concernées. La poursuite du suivi de ces plans d'eau permettra de mieux documenter, et de valider statistiquement, l'effet de FDC = 50-70 cm.

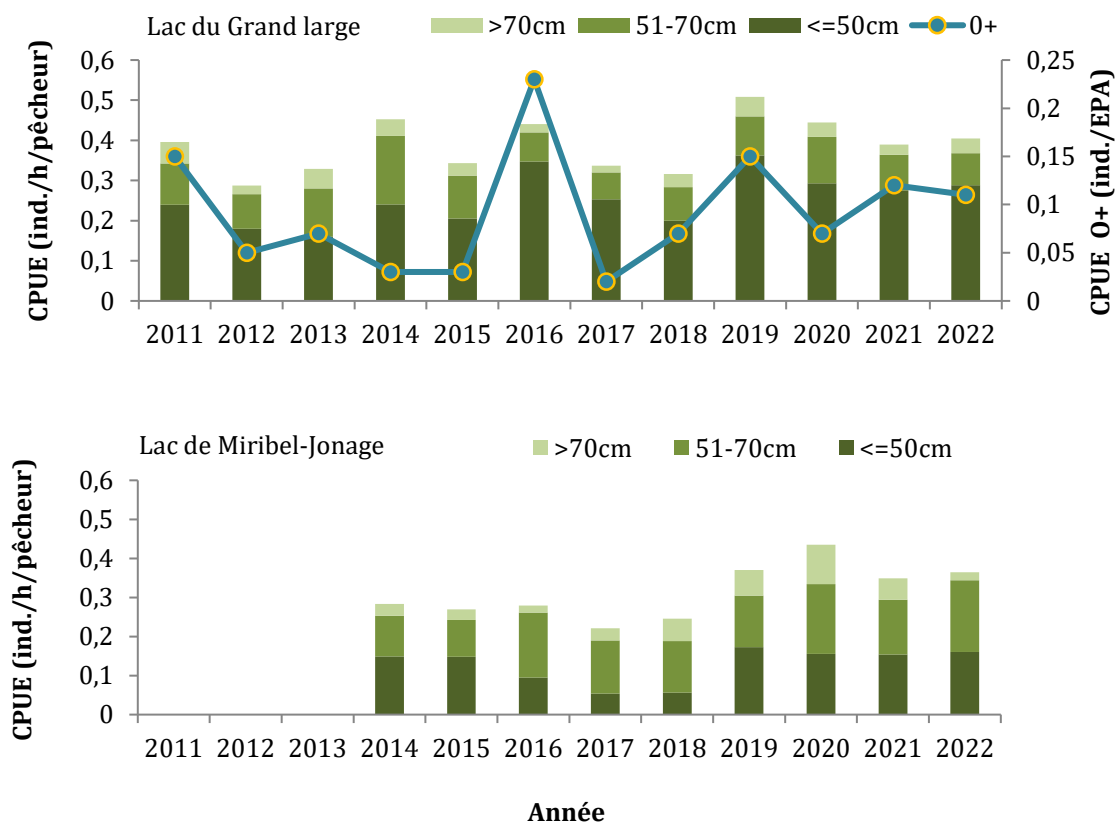


Figure 23. Résultats de pêche observés par Faure (2022).

Tableau 7. Changements observés par Faure *et al.* (2022) après la mise en place de la FDC= 50-70cm.

Nom du plan d'eau		Grand-Large	Miribel-Jonage
Changement observé	CPUE 0+	39 %	nd
	CPUE < 50 cm	33 % *	60 % *
	CPUE [50-70 cm]	-6 %	25 %
	CPUE > 70 cm	10 %	85 %
	Taille des 10 plus grosses prises	<1 %	9 %*
	Nombre de capture > 1 m	33 %	nd °

* indique une différence significative (test de Mann-Whitney, $P < 0,005$).

° Dans ce lac aucun brochet de plus d'1 mètre n'a été capturé entre 2014 et 2018. 2 individus de plus d'1 mètre ont été capturés dans les 4 années suivant la mise en place de la FDC.

Bergström *et al.* (2022) s'intéressent à la population de brochets de la côte suédoise de la mer Baltique en utilisant les données fournies par les pêcheurs amateurs. L'objectif de ce travail n'est pas l'étude spécifique de l'effet des FDC mais il fournit toutefois des informations intéressantes sur le sujet. Dans cette zone, la pêche commerciale puis une pêche récréative non réglementée (dont l'impact est nettement supérieur à celui de la pêche commerciale) ont entraîné une forte diminution de la taille et de l'abondance des brochets. En 2010, une FDC = 45-75 cm, couplée à une fermeture temporaire de la pêche lors de la saison de reproduction, a été mise en place pour permettre le retour des plus gros brochets. Malgré cette réglementation et l'augmentation des pratiques de remise à l'eau des captures parmi les pêcheurs (36 % en 2006 contre 85 % en 2020), les prélèvements de brochets et les captures de poissons trophées (> 12 kg) ont continué de chuter (Figure 24). En eau close, en revanche, les auteurs reportent que le nombre de captures a diminué mais que la taille maximale des brochets capturés s'est maintenue. Pour expliquer ces résultats, les auteurs proposent deux explications. Ils expriment d'abord que les 9 années d'application de la FDC ne suffisent pas pour détecter l'effet du changement de réglementation sur la population de brochets d'un si grand milieu. Ils expliquent ensuite que, en plus de la perte et la dégradation des habitats, l'augmentation constante de la prédation exercée par le phoque gris (*Halichoerus grypus*), qui peut consommer de gros individus, et du grand cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*), exerce une pression très importante (considérée comme similaire à celle de la pêche commerciale et de la pêche récréative) et croissante sur la population de brochets.

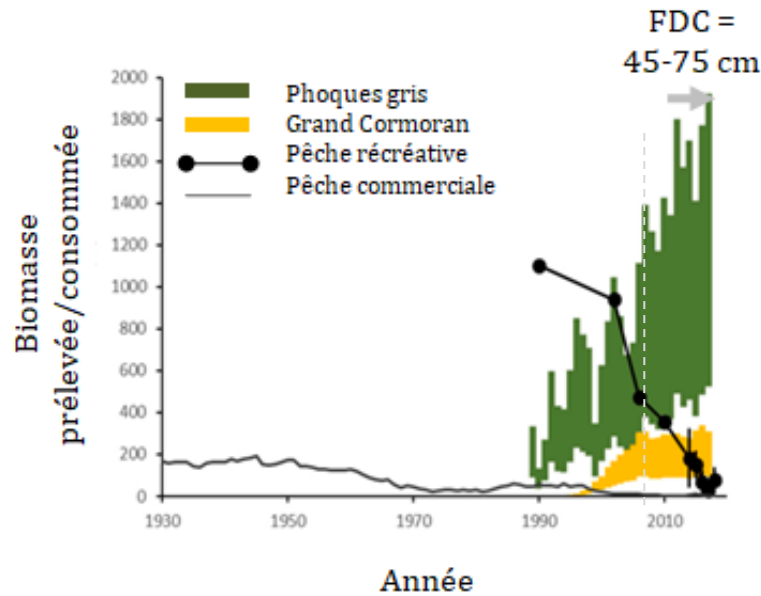


Figure 24. Evolution des prélèvements de brochets sur la côte suédoise de la mer Baltique, d'après Bergström *et al.* (2022).

2.2.2. Effets sur d'autres espèces



Lantry & Eckert (2016) reportent les résultats du suivi annuel de la pêche de cristivomers (*Salvelinus namaycush*) du lac Ontario (18960 km², frontalier entre Ontario, Canada et New-York, Etats-Unis). Dans ce lac, la mise en place d'une FDP = 63-76 cm, couplée à un quota de 3 pois./pê./j en 1992, pour éviter la diminution de la taille de la population et de la taille des captures, a entraîné une nette diminution des prélèvements ($\approx 50\%$) et une augmentation de la proportion d'individus > 76 cm dans la population (22 % contre 10 % avant 1992). En 2006, la mise en place de la FDC = 63-76 cm, couplée à un quota de 2 pois./pê./j. a entraîné une diminution des captures et des prélèvements ($\approx 80\%$) juste après le changement de réglementation, suivie d'une augmentation constante des captures et des prélèvements jusqu'à dépasser les valeurs historiques, après 6 ans de mise en place (Figure 25). La FDC a permis une amélioration de la représentation des différentes classes de taille, en particulier celle des plus gros individus (43 %).

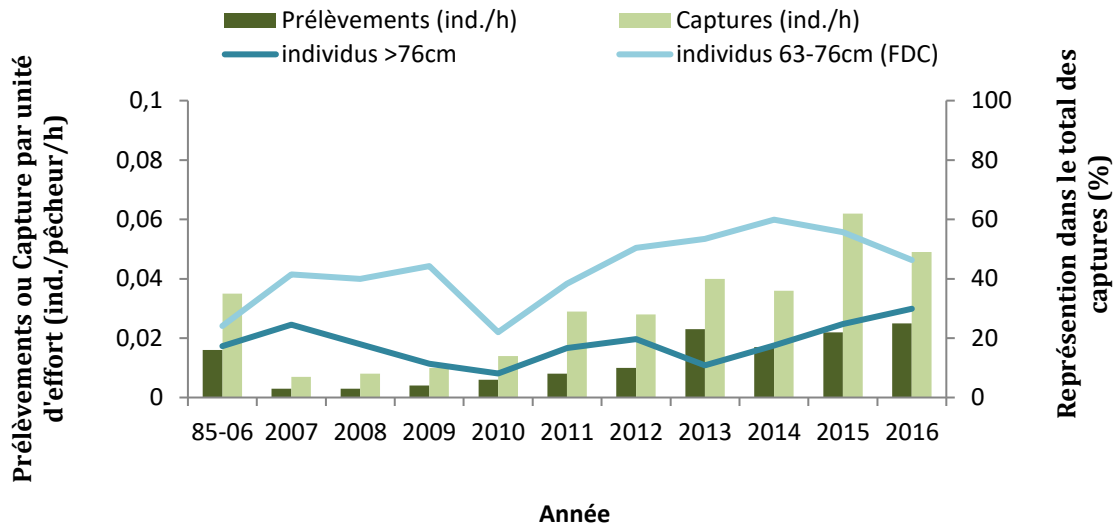


Figure 25. Evolution des prélèvements et des captures de cristivomer du lac Ontario, d'après Lantry & Eckert (2016).



Faure (2022) observe l'effet de la mise en place d'une FDC = 20-25 cm en remplacement de la TMinC = 23 cm, pour la truite fario sur le bassin versant de la Brévenne et de ses affluents (département du Rhône). Sur les ruisseaux où la croissance des truites est faible ($1+ < 10$ cm), aucun changement n'est observé sur la structure en taille des populations après 5 ans, sur les stations de pêche électrique. Sur les affluents où la croissance des truites est plus élevée et sur le cours principal, l'auteur observe, après 2 ans, une amélioration de la représentation des différentes classes de taille, une augmentation de l'abondance (estimée par pêche électrique) et une augmentation des captures réalisées par les pêcheurs (estimées par carnets de capture et enquêtes). Sur le Conan, il reporte, après 4 ans, une augmentation de 42 % de l'abondance des individus mesurant 25-30 cm et une augmentation de 250 % de l'abondance des individus > 30 cm, lors des pêches électriques. Sur le Cosne, il reporte une augmentation de 140 % de l'abondance des truites mesurant 25-30 cm, une augmentation de 460 % de l'abondance des truites > 30 cm, une augmentation de 46 % de la biomasse capturée et une augmentation de 10 % de la taille des plus gros individus capturés (37,5 cm, contre 34 cm avec TMinC), lors des pêches électriques, ainsi qu'une hausse des densités totale de truites de 34 %. De plus, en 2023, Faure (comm. pers) reporte que la biomasse capturée lors des pêches électriques est 20 % plus élevée qu'avant la mise en place de la FDC et que les plus gros individus mesurent 41 cm. Sur la Brévenne, il reporte le maintien des CPUE d'individus < 25 cm, une augmentation de 100 % des CPUE d'individus mesurant 25-30 cm et une augmentation de 200 % des CPUE des individus > 30 cm, réalisés par les

pêcheurs. En 2008, le prélèvement annuel à la ligne estimé était de l'ordre de 51 à 63 % du stock d'adultes capturables. Malheureusement, aucune information n'est disponible sur la quantité et la biomasse prélevée depuis la mise en place de la FDC.



Koupal *et al.* (2015) s'intéressent à l'effet d'un changement d'une TMinC = 46 cm, avec un quota de 4 pois./pê./j, vers une double FDC = 38-51cm-71+ (c.-à-d. le prélèvement possible des poissons de 38 à 51 cm et des poissons de plus de 71 cm), avec un quota de 2 pois./pê./j dans la FDC et 1 capture > 71cm, dans la population de dorés (*Sander vitreus*) dans le lac Sherman (1151 ha, Nebraska, Etats-Unis). Les auteurs observent que la nouvelle réglementation a permis de protéger 92 % des femelles matures et 9 % des mâles matures, contre respectivement 0 % et 71 % avant la FDC. Après 5 ans, l'abondance des femelles matures a doublé et celle des mâles matures a diminué de moitié. Le nombre de poissons prélevés a augmenté de 130 % et le nombre total de captures n'a pas varié. En concentrant les prélèvements sur les plus petits individus, la FDC protège une forte proportion de femelles matures et maintient une production élevée d'ovules, ce qui assure une bonne production de juvéniles (comme cela a pu être estimé chez d'autres espèces, p. ex. Venturelli *et al.*, 2010, pour le doré, Venturelli *et al.* (2009) pour une méta-analyse sur 25 espèces marines et Stubberud *et al.* (2019) pour le brochet), et tout en maintenant les prélèvements. Les auteurs n'observent pas de changement de la structure en taille de la population. L'ajout d'un prélèvement occasionnel d'individus de grosse taille ne limite pas l'effet de la mesure sur la protection du stock de femelles matures. Son impact sur la structure de la population n'est en revanche pas discuté dans le document.



Blackburn *et al.* (2019) observent le déclin constant de la population d'esturgeons blancs (*Acipenser transmontanus*) du bassin des rivières Sacramento et San Joaquin (Californie, Etats-Unis) malgré la mise en place d'une fenêtre de capture 102-152 cm. Chez cette espèce la maturité est atteinte à 10-12 ans chez les mâles et à 12-16 ans chez les femelles dans le milieu naturel. La taille 102 cm est atteinte en moyenne à l'âge de 10 ans. Une part importante des femelles peut donc être prélevée avant leur maturité. Les auteurs observent que la réglementation appliquée permet un taux de prélèvement annuel moyen de 13,6 % de la population. Or, des travaux de modélisation suggèrent que les populations d'esturgeons blanc peuvent supporter un taux d'exploitation annuel de 5-10 % (Rieman & Beamesderfer, 1990 ; Beamesderfer & Farr, 1997). La FDC utilisée rend les poissons susceptibles d'être prélevés durant 5,2 ans ce qui ne permet pas à suffisamment

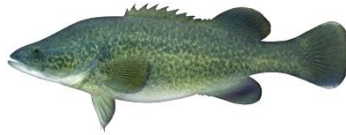
d'individus de dépasser la borne supérieure de la FDC et de reconstruire le stock de géniteurs. Les auteurs soulignent que la FDC a été choisie par les gestionnaires pour permettre le prélèvement d'individus d'une taille satisfaisante pour les pêcheurs (qui n'apprécient pas le prélèvement d'individus de petite taille).



Njuru *et al.* (2009) reporte l'absence d'effet de la mise en place d'une FDC = 50-85 cm dans la pêcherie de perches du Nil (*Lates niloticus*) du lac Victoria (68800km², Ouganda, Kenya, Tanzanie). Ce poisson, qui peut atteindre une longueur de 2 m et peser plus de 200 kg, subit une forte pression de pêche en raison de sa valeur commerciale. Or, 50-70 % des captures débarquées ne sont pas comprises dans la FDC autorisée. Le non-respect de cette FDC, qui entraîne un taux de prélèvement trop élevé, est le facteur limitant l'efficacité de cette mesure pour reconstruire le stock de perches du Nil du lac Victoria.



Addis (2020) s'intéresse à l'état de la population d'ombrines ocellées (*Sciaenops ocellatus*) de Floride (Etats-Unis). Après une forte baisse de la population en raison de sa surexploitation, plusieurs TMinC ont été mises en place, sans réelle efficacité, jusqu'à l'interdiction des prélèvements en 1987. Depuis 1989, une FDC = 46-69 cm, couplée à une fermeture temporaire durant la période de reproduction et des quotas journaliers, sont appliqués. Cette réglementation a permis de stabiliser ou d'augmenter les valeurs des indicateurs utilisés. Le taux de capture a augmenté ou est resté stable, les prélèvements ont augmenté puis se sont stabilisés et les pêcheurs reportent des captures régulières d'individus de plus de 110 cm. Toutefois, l'abondance des jeunes de l'année et des sub-adultes varient fortement selon les années et aucune tendance ne se distingue sur la production de juvéniles. Les auteurs soulignent que l'efficacité de cette mesure tient au respect de la mesure par les pêcheurs et une gestion adaptative de la ressource. En effet, les prélèvements effectués par les pêcheurs à la ligne sont rarement en dehors de la FDC (± 3 cm) et une interdiction temporaire de prélèvement de 18 mois a été mise en place pour permettre le rebond de la population, suite à une marée rouge.



Taylor Hunt (Victorian Fisheries Authority) indique, par échange de mail, qu'en Virginie (Australie) la mise en place d'une FDC= 50-70 cm (remplaçant une TMinC = 62 cm), couplée à quota 1-2 pois./pê./j, dans les pêcheries de morue de Murray en 2015, a permis l'augmentation de l'abondance totale de l'espèce. Les résultats concernant l'abondance des individus d'une taille supérieure à la borne supérieure de la FDC sont en revanche assez variables (données non publiées). Les résultats suivent les travaux de modélisation (non fournis par le correspondant) réalisés avant la mise en place de la FDC qui suggère une augmentation de l'abondance des petits individus en 5 ans, l'augmentation de l'abondance des individus dans la FDC en 10 ans et une augmentation de l'abondance des individus d'une taille trophée après 15 ans. Pour T. Hunt, ces résultats très encourageants pourraient mener au retrait de la morue de Murray de la liste des espèces menacées.

ELEMENTS ESSENTIELS

- TESTS DES FENETRES DE CAPTURE -

- Les tests d'efficacité des FDC sur les brochets sont **rares**.
- Des résultats **positifs** de la mise en œuvre des FDC, sur les prélèvements et les captures, sont documentés pour plusieurs espèces dont le brochet.
- Les expérimentations de FDC montrent des résultats variables en raison de la **diversité des contextes** de leur mise en œuvre.
- L'efficacité de la FDC est fortement liée à la **survie** des individus capturés (dans et en dehors de la FDC), ce qui implique le respect de la réglementation et des efforts pour limiter la mortalité des individus relâchés.

ANALYSE DE DONNEES ISSUES DE CARNETS DE CAPTURES

1. Données collectées via l'application mobile « FishFriender ».

Les suivis des pêcheries récréatives sont généralement complexes, coûteux, et souffrent de nombreuses limitations. L'efficacité des pêches électriques est, par exemple, relativement faible dans les zones profondes, les échantillonnages au filet sont souvent mal perçus en raison des risques de blessure ou de mortalité des captures, et les suivis de l'effort de pêche et des prélèvements réalisés par les pêcheurs amateurs sont extrêmement rares. L'utilisation des smartphones par une large majorité des pêcheurs des pays industrialisés et le développement des réseaux sociaux ont entraîné le développement d'applications destinées aux pêcheurs afin qu'ils archivent ou partagent différentes informations relatives à leurs sorties de pêche (p. ex. le lieu et la taille de leurs captures). Les données ainsi générées sont une opportunité pour les gestionnaires des pêcheries et les scientifiques car elles sont relativement peu coûteuses et ont le potentiel d'être bien réparties dans le temps et dans l'espace (Venturelli *et al.*, 2016).

FishFriender est une application mobile permettant aux pêcheurs d'enregistrer différentes informations (date, lieu, espèces capturées, tailles des captures, etc.) pour constituer un carnet de pêche numérique, interactifs, et former une communauté avec laquelle partager les informations souhaitées. La partie suivante présente l'exploitation de données collectées par cette application.

1.1. Méthode

1.1.1. Collecte des données

Six FDPPMA ont acheté une partie des données recueillies par les pêcheurs utilisateurs de FishFriender de leur département, auprès de FishFriender. Les données ont été collectées par les FDPPMA de Charente Maritime, des Landes, du Lot, de Gironde, du Tarn et du Tarn-et-Garonne. Les extractions de données à partir de la base de données, propriété de FishFriender, ont été réalisées entre le 05/11/2022 et le 26/02/2023. Les données fournies ont été : la date de la sortie de pêche, la durée de la sortie de pêche, la masse d'eau concernée, l'espèce capturée, le nombre d'individus capturés, la taille minimale des captures, la taille maximale des captures, la taille moyenne des captures. La taille de chaque capture n'était donc pas connue lorsque plus de 2 brochets ont été capturés. La localisation des captures a été fournie par FishFriender sous la forme d'un

nom de masse d'eau obtenue en recoupant les données géo-référencées précises des captures (propriété confidentielle de FishFriender, non partagée avec les FDPPMA) et des couches SIG formées de tampons ou de polygones autour des différentes masses d'eau. La date de changement de réglementation (passage d'une TMinC à une FDC) a été fournie par les différentes FDPPMA. La réglementation a changé le 1 janvier 2020 sur la Charente en Charente Maritime et dans tout le département du Lot et de la Gironde. La réglementation a changé le 1 janvier 2021 dans tout le département des Landes et du Tarn-et Garonne. La réglementation n'a pas changé dans le département du Tarn. Les informations relatives à la taille des plans d'eau ont été obtenues dans les « guides de la pêche » des différents départements concernés. Lorsque cette information n'était pas disponible, la taille des plans d'eau ou largeur moyenne des cours d'eau ont été obtenues par mesure réalisée sur photographie satellitaire sur le site www.geoportail.gouv.fr.

1.1.2. Préparation des données

Les jeux de données collectés dans les 6 départements ont d'abord été regroupés en 1 unique document de 5088 lignes. Les données aberrantes (brochets mesurant 0, 1 ou 200 cm, sortie de pêche d'une durée supérieure à 20 heure, données collectées en 1990) ont ensuite été supprimées (soit 27 lignes). Les captures réalisées dans la même masse d'eau ont ensuite été regroupées pour éviter la fragmentation des données et ainsi construire des séries temporelles les plus complètes possible tout en respectant une certaine cohérence écologique. Les captures réalisées dans le lot n°10 et dans le lot n° 12 du Lot ont, par exemple, été assemblées dans une même localisation considérant le cours moyen de la rivière Lot dans son ensemble. Les données collectées dans la Dordogne girondine n'ont, par contre, pas été agglomérées aux données recueillies dans la Dordogne lotoise en raison de la différence évidente de fonctionnement de ces deux parties du cours d'eau. Ces regroupements ont été réalisés en concertation avec un référent des différentes FDPPMA concernées qui possède l'expertise de terrain. Ceci a permis de passer de 646 à 336 sites de captures.

1.1.3. Description des données

Les chroniques de données (c.-à-d. les séries de données recueillies chaque année sur un même site) contenaient en moyenne 3 (\pm 2) années de données (min = 1 ; max = 10). La plupart des chroniques étaient très courtes, 55 % d'entre elles contenaient moins de 3 années de données et 79 % contenaient moins de 5 années de données (Figure 26). Les chroniques de données contenaient en moyenne 15 (\pm 47) observations (c.-à-d. au moins une taille ou un nombre de brochet capturé) (min = 1 ; max = 533). La plupart des séries étaient peu garnies, 33% d'entre elles contenaient 1 observation et seulement 17

% contenaient plus de 15 observations. Les chroniques contenaient des données recueillies entre 2007 et 2023. La répartition des observations entre les années n'était pas homogène et montrait une nette augmentation du nombre de sites et du nombre d'observation depuis 2013 (Figure 26), correspondant certainement à l'augmentation de l'utilisation de l'application par les pêcheurs. La plupart des données ont été recueillies autour de 2020. 6 % des lignes ne contenaient pas d'information sur la taille des brochets capturés et 96 % des lignes ne reportaient pas la durée de la partie de pêche.

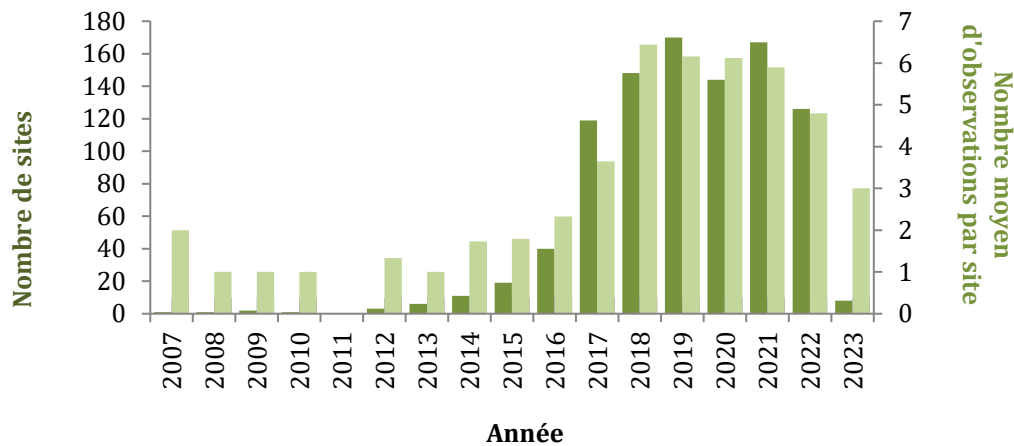


Figure 26. Description des chroniques de données recueillies auprès de Fishfriender.

1.1.4. Analyse des données

Une analyse « Avant-After » a d'abord été réalisée. Celle-ci s'intéressait à chaque masse d'eau de manière indépendante et comparait les données recueillies avant le changement de réglementation (TMinC = 50 ou 60 cm) aux données recueillies après le changement de réglementation (FDC= 50-70 cm ou 60-80 cm). Les données recueillies avant le changement de réglementation ont été analysées à l'aide d'un test de corrélation de Spearman pour détecter toute tendance d'évolution de la population de brochets indépendante du changement de réglementation sur les tailles légales de captures. Les données recueillies après le passage d'une TMinC à une FDC ont ensuite été comparées aux données recueillies avant le changement de réglementation, à l'aide d'un test de Mann-Whitney (U test). Il a été considéré qu'une différence significative observée entre les échantillons collectés avant le changement de réglementation et les échantillons collectés après le changement de réglementation (test de M-W) était attribuable au passage à la FDC lorsqu'aucune augmentation significative du paramètre étudié n'était observée avant le changement de réglementation (test de Spearman). Pour cette analyse, seules les chroniques présentant des données recueillies pendant au moins 4 années avant le changement de réglementation, 2 années après le changement de réglementation, et au moins 20 observations par échantillon ont été utilisées, pour permettre

respectivement de détecter une tendance temporelle, d'éviter une surreprésentation des données recueillies dans un délai très court après le changement de réglementation, et de donner une robustesse minimale aux différents tests statistiques réalisés. Ces critères ont permis de sélectionner 11 sites pour l'analyse Avant-Après (voir annexe, pour les résultats de la même analyse utilisant 3 années avant de changement de réglementation, soit 27 sites).

Une analyse dite « Avec-Sans » a ensuite été réalisée. Celle-ci comparait les sites entre eux. Les sites « tests », réglementés par FDC, ont été comparés aux sites « témoins », réglementés par TMinC. Les différents sites ($n = 98$) ont été regroupés par grands types de masses d'eau : plans d'eau, rivières et canaux, et séparés en différentes classes de tailles, pour conserver une certaine cohérence écologique, tout en maintenant un nombre suffisant de données dans chaque catégorie. Les différences significatives entre les données recueillies entre les sites tests et les sites témoins ont été testées à l'aide du test de Mann-Whitney.

Le choix des tests statistiques a été basé sur la taille des échantillons et la distribution des données. Le faible nombre d'années d'échantillonnage après la mise en place de FDC dans les différents départements (1 à 3 ans) et l'absence de normalité dans la distribution des observations de chaque échantillon (testée par un test de Shapiro, $P < 0,05$ lorsque $n > 30$) a imposé l'utilisation de tests non-paramétriques. Les différents tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R. Les analyses ont été réalisées sur les tailles de brochets capturés. Le manque de données sur l'effort de pêche en particulier sur les sorties sans captures a empêché une analyse des CPUE.

1.2. Résultats

1.2.1. Analyse Avant-Après fenêtre de capture

La taille moyenne des brochets capturés a augmenté après le changement de réglementation dans 81 % des sites étudiés ($n = 9/11$, Tableau 8). Cette augmentation est en moyenne de 9 % (± 10 %). L'augmentation de la taille moyenne des brochets capturés est significative (test de Mann-Whitney, $P < 0,05$), et ne peut être attribuée à une tendance observée avant le changement de réglementation (test de Spearman, $P > 0,05$), dans 36 % des sites ($n = 4$). Dans ce cas, l'augmentation est en moyenne de 18 % (± 9 %). Les sites où un effet des FDC se distingue sont des grands lacs (> 600 ha) et un canal connectant ces grands lacs.

La taille des 10 plus gros brochets capturés annuellement a augmenté après le changement de réglementation dans 54 % des sites étudiés ($n = 6/11$, Tableau 9). L'augmentation de la taille moyenne des brochets capturés est significative, et ne peut être attribuée à une tendance observée avant le changement de réglementation, dans 36

% des sites (n = 4). Dans ce cas, l'augmentation est en moyenne de 24 % (± 16 %). Les 4 sites concernés sont les mêmes que les sites où la taille moyenne des brochets capturés a significativement augmenté après le changement de réglementation. Un site montre une diminution significative de la taille des plus gros brochets capturés après le changement de réglementation, le Lot.

D'une manière générale, les augmentations de taille des brochets sont plus marquées que les diminutions observées (9 % contre -2,5 % en moyenne pour la taille moyenne et 16 % contre - 4,3 % pour les 10 plus gros brochets capturés annuellement (Tableaux 8 et 9).

Tableau 8. Résultats de l'analyse Avant-Après des tailles moyennes des brochets capturés annuellement et description des données.

Nom de la masse d'eau	Test de Mann-Whitney		Tes de Spearman		Moyenne (\pm E.T.) avant (cm)	Moyenne (\pm E.T.) après (cm)	Différence Avant-Après (%)
	U	P	rs	P			
Lac d'Aureilhan	1336,5	0,52	-0,12	0,319	63,5 ($\pm 11,1$)	63,6 ($\pm 8,5$)	0,1
Lac de Carcans-Hourtin	8043	< 0,01	0,05	0,585	54,0 ($\pm 19,9$)	62,2 ($\pm 18,1$)	15,2
Lac de Cazaux-Sanguinet	1837,5	< 0,01	-0,21	0,04	59,7 ($\pm 22,2$)	71,7 ($\pm 19,6$)	20
Lac de Lacanau	13787	0,11	-0,09	0,253	62,4 ($\pm 15,3$)	64,2 ($\pm 14,3$)	3
Lac de Parentis-Biscarosse	22600	< 0,01	-0,03	0,538	59,4 ($\pm 15,2$)	64,1 ($\pm 15,5$)	8
Lac Hardy	4813	0,5	0	0,997	62,4 ($\pm 18,5$)	60,4 ($\pm 18,3$)	-3,3
Retenue de Bretagne de Marsan	311	0,79	-0,21	0,287	69,6 ($\pm 7,6$)	68,9 ($\pm 5,1$)	-1
Canal des étangs	76,5	0,01	0,19	0,505	46,3 ($\pm 16,8$)	59,9 ($\pm 11,8$)	29,4
Canal latéral à la Garonne	295	1	0,11	0,548	53,9 ($\pm 12,8$)	54,1 ($\pm 9,2$)	0,3
La Charente	1259	0,42	-0,02	0,895	65,7 ($\pm 25,5$)	68,0 ($\pm 14,8$)	3,6
Le Lot (46)	8434	0,41	-0,05	0,52	64, ($\pm 17,4$)	66,3 (± 14)	2,5

En rose, les différences corrélées à la mise en place de la FDC.

Tableau 9. Résultats de l'analyse Avant-Après des tailles des 10 plus gros brochets capturés annuellement et description des données.

Nom de la masse d'eau	Test de Mann-Whitney		Tes de Spearman		Moyenne (\pm E.T.) avant (cm)	Moyenne (\pm E.T.) après (cm)	Différence Avant-Après (%)
	U	P	rs	P			
Lac d'Aureilhan	425	0,45	0,2	0,57	70,5 ($\pm 8,3$)	69,1 ($\pm 11,1$)	-2
Lac de Carcans-Hourtin	323	< 0,01	0,27	0,46	74 ($\pm 16,6$)	91,3 ($\pm 13,1$)	23,5
Lac de Cazaux-Sanguinet	323	0,02	-0,32	0,36	78,9 (± 18)	89,7 ($\pm 16,3$)	13,6
Lac de Lacanau	527,5	0,979	-0,13	0,73	82,3 ($\pm 18,3$)	91,4 ($\pm 8,8$)	11,1
Lac de Parentis-Biscarosse	332	0,04	0,33	0,35	90,2 (± 16)	101,2 ($\pm 4,8$)	12,2
Lac Hardy	506	0,77	-0,01	0,98	83,3 ($\pm 15,9$)	82,3 ($\pm 13,2$)	-1,3
Retenue de Bretagne de Marsan	243,5	0,896	-0,31	0,38	72,2 ($\pm 6,9$)	69,9 ($\pm 4,9$)	-3,1
Canal des étangs	60	< 0,01	0,09	0,80	46,3 ($\pm 16,8$)	67,6 ($\pm 10,4$)	46,1
Canal latéral à la Garonne	276,5	0,24	0,64	0,04	58,5 ($\pm 12,7$)	54,6 ($\pm 9,3$)	-6,6
La Charente	496	0,68	0,03	0,93	78,8 ($\pm 18,5$)	78,9 ($\pm 11,2$)	0,2
Le Lot (46)	976,5	< 0,01	-0,59	0,07	88,3 ($\pm 8,1$)	80,8 ($\pm 10,1$)	-8,5

En rose, les différences corrélées à la mise en place de la FDC.

1.2.2. Analyse Avec-Sans fenêtre de capture

Les brochets capturés dans les masses d'eau gérées par FDC sont significativement plus grands ($U = 37249, P < 0,01$) que les brochets capturés dans les masses d'eau gérées par TMinC (moyenne = $62,5 \pm 15,5$ cm contre $60,5 \pm 17,1$ cm) mais ce patron n'est pas généralisable à toutes les masses d'eau.

Les résultats n'indiquent pas d'avantage significatif d'une réglementation par rapport à une autre dans les cours d'eau et dans les canaux. Aucune différence significative entre la taille moyenne des brochets capturés dans les rivières et canaux réglementés par TMinC et ceux réglementés par FDC ne se distingue ($U_{\text{cours d'eau}} = 591, P_{\text{cours d'eau}} = 0,65$; $U_{\text{canaux}} = 23515, P_{\text{canaux}} = 0,17$). Aucune différence significative de la taille des 10 plus gros brochets capturés dans les cours d'eau < 15 m de large n'est visible, et les résultats sont contradictoires dans les cours d'eau de 15-30 m de large ainsi que les cours d'eau de 30-90 m de large (

Tableau 11).

Les résultats observés en plans d'eau montrent que les brochets sont significativement plus grands dans les plans d'eau gérés par FDC que dans les plans d'eau gérés par TMinC ($U = 11863, P < 0,01$). Cependant, ce résultat ne reflète pas un patron généralisable à tous les plans d'eau. La taille moyenne des brochets capturés dans les petits plans d'eau (< 10 ha) est significativement supérieure lorsque la réglementation est une FDC que dans les plans d'eau gérés par TMinC, mais aucune différence significative n'est visible dans les plans d'eau de plus grande taille (Tableau 10). Les 10 plus gros brochets capturés sont significativement plus grands lorsqu'une FDC est appliquée pour les petits plans d'eau (<10 ha), les plans d'eau de taille intermédiaire (30-120 ha) et les grands lacs (> 600 ha,

Tableau 11).

D'une manière générale, l'avantage des FDC sur les TMinC (différence positive de taille des brochets capturés) est nettement plus marqué que les diminutions observées (12,5 % ($\pm 8,8$ %) contre - 4,7 % ($\pm 2,5$ %) en moyenne pour la taille moyenne et 20,9 % ($\pm 16,0$ %) contre -8,2 % ($\pm 4,8$ %) pour les 10 plus gros brochets capturés annuellement). Autrement dit, dans les masses d'eau où les FDC donnent de meilleurs résultats, l'écart entre les performances des FDC et des TMinC est très marqué. À l'inverse, dans les masses d'eau où les TMinC donnent de meilleurs résultats, l'écart entre les performances des FDC et des TMinC est modéré (Tableaux 10 et 11).

Tableau 10. Résultats de l'analyse Avec-Sans des tailles moyennes des brochets capturés à chaque sortie et description des données.

Type de masse d'eau	Caractéristiques (largeur ou superficie)	U	P	TMinC		FDC		Différence Avec-Sans (%)
				moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	
Cours d'eau	< 7,5 m	836	0,15	61,4 (± 21,8)	31	56,4 (± 17,8)	66	-8,1
	[7,5-15 m[18	0,28	58,7 (± 19,1)	6	71,5 (± 11,3)	4	21,8
	[15-30 m[1998	0,56	60,6 (± 16,8)	99	58,4 (± 17,1)	43	-3,6
	[30-90 m[672	0,39	59,5 (± 17,5)	13	63,6 (± 16)	90	6,9
	≥ 90 m	nd	nd	-	-	66,3 (± 15,3)	158	nd
Plan d'eau	< 10 ha	2574	<0,01	48,4 (± 14,5)	34	59,3 (± 16,1)	110	22,5
	[10-30 ha[4165	0,83	62,7 (± 15,5)	84	61,2 (± 16,2)	101	-2,4
	[30-120 ha[919	0,15	54,8 (± 15,2)	36	58,5 (± 15,3)	43	6,7
	[120-600 ha[1512	0,87	64,3 (± 20,6)	45	64,3 (± 13,2)	66	0
	≥ 600 ha	32007	0,1	61,5 (± 16,9)	102	64,4 (± 16,5)	569	4,7
Canal	-	591	0,65	52,3 (± 14,7)	23	49,9 (± 15,2)	55	-4,6

En rose, les différences corrélées à la mise en place de la FDC.

Tableau 11. Résultats de l'analyse Avec-Sans des tailles des 10 plus gros brochets capturés annuellement et description des données.

Type de masse d'eau	Caractéristiques (largeur ou superficie)	U	P	TMinC		FDC		Différence Avec-Sans (%)
				moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	
Cours d'eau	< 7,5 m	47	0,85	84,9 (± 11,1)	10	85,4 (± 13,3)	10	0,6
	[7,5-15 m[18	0,28	58,7 (± 19,1)	6	71,5 (± 11,3)	4	21,8
	[15-30 m[18	0,01	93,9 (± 9,69)	10	80,6 (± 11,6)	10	-14,2
	[30-90 m[91	<0,01	65,8 (± 14,7)	10	89,8 (± 9)	10	36,5
	≥ 90 m	nd	nd	-	-	98,6 (± 2,55)	10	nd
Plan d'eau	< 10 ha	95	<0,01	63,0 (± 9,03)	10	89,2 (± 11,7)	10	41,6
	[10-30 ha[44	0,65	91,6 (± 10,1)	10	89,4 (± 11,3)	10	-2,4
	[30-120 ha[79	0,03	74,3 (± 9,09)	10	79,8 (± 7,64)	10	7,4
	[120-600 ha[25	0,06	94,3 (± 11,3)	10	86,4 (± 10,3)	10	-8,4
	≥ 600 ha	90	<0,01	94,2 (± 11,9)	10	111 (± 5,03)	10	17,8
Canal	-	7	0,39	71,0 (± 4,2)	10	65,4 (± 10,7)	10	-7,9

En rose, les différences corrélées à la mise en place de la FDC.

2. Données collectées par des carnets de captures distribués dans le Lot.

2.1. Méthode

2.1.1. Collecte des données

Les données ont été recueillies auprès de pêcheurs amateurs à la ligne dits « de confiance », impliqués dans la connaissance du milieu, avec des carnets de captures manuscrits. Le nombre de pêcheurs ayant participé à la collecte de données est de 5 (pour 406 h de pêche) en 2014, 14 en 2021 (pour 908 h de pêche) et 17 en 2022 (pour 805 h de pêche). Les captures sont réparties sur les 9 mois durant lesquelles la pêche du brochet est autorisée.

2.1.2. Analyse des données

En raison du faible de nombre de données et de la non-normalité de leur distribution (testé par un test de Shapiro-Wilk), la présence de différence significative entre les valeurs reportées avant (2014) et après (2021 et 2022) le passage d'une TMinC à une FDC a été analysée à l'aide de tests non paramétriques. Des tests de Mann-Whitney ont été réalisés pour comparer les échantillons 2 à 2 et des tests de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour comparer plus de deux échantillons. Les tests ont été réalisés à l'aide du logiciel R.

2.2. Résultats

Les brochets capturés par les pêcheurs amateurs à la ligne sont significativement plus grands après la mise en place de la FDC ($U = 15254$, $P = 0,01$) malgré l'absence de capture d'individus de plus d'un mètre de long entre 2021 et 2022 (Tableau 12). Cette différence est fortement liée aux résultats reportés en 2021 qui sont significativement différents des résultats reportés en 2014, alors que les résultats reportés en 2022 ne le sont pas (

Tableau 13). Toutefois, $P_{2014-2022}$ est proche du seuil de significativité malgré une différence de 21 cm entre la taille du plus gros brochet capturé en 2014 et celui capturé en 2022. La taille des 10 plus gros brochets capturés chaque année n'est quant à elle pas significativement différente après le changement de réglementation ($U = 63$; $P = 0,11$, Tableau 14 et Tableau 15). Ces résultats indiquent une augmentation généralisée de la taille des brochets capturés par les pêcheurs amateurs à la ligne dans le Lot après la mise en place de la FDC = 60-80 cm. Nb, des informations collectées auprès des pêcheurs amateurs aux engins du département du Lot montrent que le changement de réglementation a entraîné une diminution significative de la taille des brochets prélevés dans les deux rivières dans la Dordogne ($U = 43,5$; $P < 0,01$) et dans le Lot ($U = 80$; $P = 0,01$). Cette diminution est en moyenne de 9 % (≈ 7 cm) dans la Dordogne et de 11 % (≈ 8 cm) dans le Lot.

Tableau 12. Descriptions des résultats reportés dans les carnets de capture distribués aux pêcheurs du Lot dans le Lot.

Réglementation	TMinC	FDC	
Année	2014	2021	2022
Moyenne (\pm E.T, cm)	56,3 (\pm 17,9)	62,4 (\pm 14,2)	60,1 (\pm 16,1)
Min (cm)	19	27	27
Max (cm)	112	100	91
N observations	137	107	156

Tableau 13. Résultats des tests de Mann-Whitney par paire sur les données de taille des 10 plus gros brochets capturés par les pêcheurs amateurs à la ligne en 2014 (TMinC), 2021 (FDC) et 2022 (FDC), dans le Lot.

	2014	2021	2022
2014		$P = 0,01$	$P = 0,07$
2021	U = 5929		$P = 0,31$
2022	U = 9324	U = 7684	

Tableau 14. Description des captures des 10 plus gros brochets reportées dans les carnets de capture distribués aux pêcheurs du Lot dans le Lot.

Réglementation	TMinC	FDC	
Année	2014	2021	2022
Moyenne (\pm E.T, cm)	87,2 (\pm 10,2)	88,2 (\pm 5,8)	88,3 (\pm 1,3)
Min (cm)	80	81	87
Max (cm)	112	100	91

Tableau 15. Résultats des tests de Mann-Whitney par paire sur les données de taille des 10 plus gros brochets capturés par les pêcheurs amateurs à la ligne en 2014 (TMinC), 2021 (FDC) et 2022 (FDC), dans le Lot.

	2014	2021	2022
2014		$P = 0,25$	$P = 0,11$
2021	U = 34		$P = 0,72$
2022	U = 28	U = 45	

3. Discussion

L'analyse de ces données archivées en autonomie par les pêcheurs, via des carnets de captures, manuscrits ou numériques, n'exprime pas d'avantage net et généralisé de

FDC = 60-80 cm par rapport aux TMinC = 60 cm sur la taille des brochets capturés. Les données FishFriender indiquent toutefois un effet positif des FDC sur la taille des brochets dans les petits et dans les très grands plans d'eau. L'effet de la pêche est souvent très marqué dans les petits plans d'eau où la taille des populations est réduite et où l'effort de pêche peut être très élevé (> 250 h/ha/an) et concerner toute la superficie en eau. La mise en place d'une réglementation limitant les prélèvements dans des petites populations a permis le retour des gros individus. Dans les grands plans d'eau du sud-ouest, il est probable que la croissance élevée des brochets dans ces milieux peu profonds et bien végétalisés permette de détecter un effet rapide du changement de réglementation. Le manque d'information sur la pression de pêche et les prélèvements réalisés par les pêcheurs limite ici l'interprétation des résultats. Les résultats observés en rivières n'indiquent en revanche pas d'effet de la mise en place des fenêtres de capture sur la taille des brochets capturés. La diminution de la taille des 10 plus grosses prises observées dans le Lot, dans l'analyse Avant-Après des données FishFriender est, par exemple, balancée par l'absence de différence significative de taille des 10 plus grosses prises et l'augmentation de la taille moyenne des captures observées via les carnets de capture manuscrits. La variabilité du recrutement des brochets en rivière peut être responsable de l'absence de détection de l'effet du changement de réglementation. Une diminution de la taille moyenne des brochets peut, par exemple, être causée par une mauvaise production de juvéniles, liée à de mauvaises conditions environnementales au moment de la reproduction, ce qui entraîne quelques années plus tard la rareté de gros individus. Autrement dit, ce n'est pas parce que l'effet des FDC n'est pas statistiquement établi qu'il n'existe pas, mais plutôt que les données n'ont pas permis de le détecter. Il est d'ailleurs intéressant de noter que dans la plupart des cas les effets positifs significatifs ont été détectés dans les sites présentant les jeux de données les plus complets. Ce phénomène souligne l'importance des suivis à long terme pour tamponner l'effet des valeurs extrêmes et identifier des tendances naturelles (linéaires ou cycliques) dans le recrutement, ainsi que l'importance de la collecte de données complémentaires aux captures, comme l'effort de pêche.

Le manque de données sur les sorties de pêche sans capture, la méthode de pêche utilisée (l'espèce ciblée) et le faible nombre de données sur certains sites limite la portée de l'analyse en empêchant notamment de calculer des captures par unité d'effort. Il ne semble donc pas pertinent de poursuivre l'utilisation des données FishFriender, en raison de la balance plutôt négative entre leur coût et la portée des conclusions qu'elles permettent de fournir. L'utilisation de carnets de captures par les FDPPMA reste une perspective intéressante mais elle nécessite des ajustements, comme un effort d'animation régulière du réseau de pêcheurs bénévoles pour conserver la qualité des données recueillies. La FDPPMA du Lot offrait, par exemple, en 2022 une toise de mesure aux pêcheurs impliqués dans la collecte de données. Le système de récompense (p. ex. une carte de pêche à prix réduit ou des gains d'articles de pêche) a déjà prouvé son efficacité pour améliorer le taux de retour d'informations dans d'autres territoires, comme en Allemagne (R. Arlinghaus, comm. pers.).

ELEMENTS ESSENTIELS

- ANALYSE DE DONNEES -

- L'analyse est limitée par la faiblesse du jeu de données, le **manque de recul** sur la mesure (temps après changement de réglementation) et la **méthodologie** de collecte des données.
- Les résultats de la mise en place de FDC sont globalement **encourageants**.
- L'utilisation de données collectées de manière autonome par les pêcheurs (carnets de captures numériques ou manuscrits) n'a pas permis d'évaluer de manière robuste l'effet des fenêtres de capture sur le brochet. Il est nécessaire de quantifier l'**effort de pêche** (et les prélèvements), et/ou de mettre en place un **protocole standardisé** (pêche électrique ou au filet, enquêtes auprès des pêcheurs).
- L'application mobile FishFriender **ne permet pas**, à l'heure actuelle, de produire des données à forte valeur ajoutée pour les FDPPMA.

DISCUSSION

1. Pertinence des fenêtres de capture pour la gestion des populations de brochets

1.1. Performances halieutiques et conservation

L'avantage des FDC par rapport aux TMinC peut être discuté d'un point de vue de strictement halieutique. En effet, il existe un clivage marqué entre une stratégie de gestion strictement orientée vers les captures, basée sur la protection des plus gros individus des populations (grâce à l'utilisation d'une FDC ou l'interdiction de prélèvement) et une stratégie strictement orientée vers les prélèvements, basée sur l'extraction des individus les plus gros des populations (grâce à l'utilisation d'une TMinC).

Les travaux de modélisation de populations de brochets montrent que lorsqu'un compromis entre captures et prélèvements doit être trouvé, les FDC sont plus performantes que les TMinC. En effet, les FDC ont le potentiel de maximiser le nombre de prélèvements et le nombre total de captures tout en maintenant un nombre plus élevé de captures de poissons trophées par rapport à une TMinC (Tableau 16). De plus, la diminution de la taille des prélèvements, liée à la mise en place d'une FDC, pourrait être compensée par une meilleure répartition des captures et des prélèvements entre les pêcheurs (en raison de l'augmentation du nombre de prélèvements), et par l'augmentation de la taille des captures. Cependant, l'augmentation de l'abondance des poissons trophées pourrait, dans certains cas, être modérément perceptible par les pêcheurs car leur effectif reste naturellement faible. La médiatisation des captures de poissons trophées sur les réseaux sociaux peut toutefois agir comme un vecteur important de l'information sur les captures (J-P Faure, FDPPMA 69, comm. pers.).

Les résultats obtenus par la mise en place de FDC pour le brochet en milieu naturel sont plus mitigés que ceux issus de modélisation. Ils montrent le potentiel des FDC pour maintenir la structure des populations et le nombre de captures mais ils montrent également les limites des FDC pour maintenir le nombre de prélèvements (Tableau 17). Il existe cependant un manque évident de références bibliographiques rapportant les effets de la mise en place de FDC sur les populations de brochets, avec seulement 3 références disponibles lors de la rédaction de ce document et peu d'années de recul sur la mesure. De plus, les données provenant de tests réalisés en France souffrent du manque d'information sur les prélèvements et sur l'effort de pêche. Les données utilisées pour l'analyse des carnets de captures (numériques et manuscrits) ne couvrent généralement que 2 années après le changement de réglementation, ce qui ne permet pas aux individus de grandir suffisamment et de combler les « espaces libres » dans les classes de tailles les plus grandes, bien que certains individus épargnés par la FDC puissent rapidement

contribuer à l'augmentation des CPUE par leurs captures répétées durant la saison de pêche. Taylor Hunt (Victorian Fisheries Authority) indique, par exemple, que les effets sur l'abondance totale de l'espèce et la présence de poissons trophées ne peuvent être attendus avant 5 à 10 ans, mais que l'augmentation de la taille des individus capturés est le premier marqueur d'efficacité des FDC. Lantry & Eckert (2016) observent un délai de 6 ans avant l'atteinte des effets désirés par la mise en place d'une FDC dans la pêcherie de cristivomers du lac Ontario. Olin *et al.* (2017) observent dans le lac Valkjärvi (3,8 ha, Finlande) un délai de 3 ans avant l'atteinte des résultats attendus par la mise en place d'une taille maximale de capture pour la perche commune. La portée des analyses et des conclusions possibles sur l'efficacité des FDC sur les populations de brochets est donc encore limitée. Les travaux concernant d'autres espèces montrent, quant à eux, l'efficacité des FDC, généralement couplées à un quota, pour permettre le rebond des populations, le maintien des individus les plus gros et des prélèvements. Les FDC ont notamment montré leur efficacité dans les populations sur-pêchées, où l'absence de réglementation ou la présence d'une TMinC permet la surexploitation du stock de femelles matures. Elles ont montré leur faiblesse lorsque la mortalité des poissons (dans et en dehors de la FDC) est trop élevée, en raison du non-respect de la réglementation ou d'un mauvais choix des valeurs des bornes de la FDC.

L'avantage des FDC par rapport aux TMinC est, quant à lui, assez évident du point de vue de la conservation (Tableau 16). Le maintien des gros individus permet de conserver une structure naturelle et de stabiliser la dynamique de la population. Bien que l'évolution des populations induite par la pêche semble inévitable, les FDC présentent également un avantage sur les TMinC pour le maintien de certains traits dans les populations (p. ex. la capacité de croissance des individus).

Tableau 16. Synthèse des performances des FDC en comparaison avec les TMinC d'après les travaux de modélisation des populations de brochets.

		TMinC	FDC	Références
Halieutique Conservation	Evolution	-	+	4, 5
	Taux de croissance de la population	-	+	6
	Sexe-ratio	-	+	6
	SPR	nd	nd	2, 3
	Age des reproducteurs	-	+	2, 3
	Taille des captures	-	+	1, 2, 3
	Densité	nd	nd	2
	Nombre de captures	-	+	1
	Biomasse prélevée	+	-	1, 2, 3
	Nombre de prélèvements	-	+	1, 2, 3
	Taille des prélèvements	+	+	2

- « + » = avantage relatif, « - » = désavantage relatif et « nd » = non déterminé.

- 1 Ahrens *et al.* (2020), 2 Arlinghaus *et al.* (2010), 3 Gwinn *et al.* (2015), 4 Matsumura *et al.* (2011), 5 Monk *et al.* (2021), 6 Stubberud *et al.* (2019)

Tableau 17. Synthèse de performances des FDC par rapport au TMinC lors des tests réalisés sur le brochet en milieu naturel.

	TMinC	FDC	Références
Taille des captures ou des individus de la population	-	+	1, 2
Nombre de captures	-	+	2
Nombre de prélèvements	+	-	1
Biomasse prélevée	+	-	1
Densité	-	+	1

- « + » = avantage relatif et « - » = désavantage relatif.
 - 1 Tiainen et al. (2017) ; 2 Faure et al. (2022).

1.2. Adaptation aux usages

Le choix d'une réglementation sur les tailles de captures dépend des objectifs de gestion définis par les gestionnaires des pêcheries. Ces objectifs doivent être définis en fonction de la population de poissons ciblée (dynamique, statut de conservation, etc.), en fonction de la demande des usagers.

La mise en place d'une FDC pour le brochet dans les pêcheries récréatives est pertinente car cette réglementation est plus favorable à la conservation de l'espèce et des équilibres biologiques qu'une TMinC. Elle semble également correspondre aux attentes des pêcheurs amateurs à la ligne en permettant de conserver des individus à forte valeur halieutique (les poissons « trophées »), que les TMinC peinent à maintenir dans le milieu, tout en autorisant le prélèvement d'une part des captures. En effet, FDPPMA 69 (2021) révèle que, dans le département du Rhône, 80 % des pêcheurs recherchent, occasionnellement ou spécifiquement, le brochet. Les auteurs observent que la taille des captures et le nombre de captures font partie des attentes principales des pêcheurs rencontrés lors de l'enquête (≈ 40 % des réponses) alors que le nombre de prélèvements apparaît comme secondaire (≈ 5 % des réponses), bien que 32 % des pêcheurs conservent parfois un brochet capturé. Barres (2023) observe également que, dans le département du Gard, l'attente des pêcheurs de brochets est principalement orientée vers le nombre de capture (≈ 67 % des réponses), puis vers la taille des captures (22% des réponses) et enfin le nombre de prélèvements (12 % des réponses). Le maintien des TMinC est, en revanche, pertinent dans les pêcheries où l'objectif de gestion est de maximiser les prélèvements de brochets. La mise en place d'une FDC n'est, par exemple, pas compatible avec la pêche professionnelle (sauf lorsque celle-ci génère une surpêche de recrutement et impose la protection d'une part plus importante des géniteurs).

Dans un contexte de protection des géniteurs, permet par la mise en place d'une fenêtre de capture, il est important de considérer le rôle des lâchers (empoissonnements, soutiens de population, etc.) sur les caractéristiques génétiques des populations sauvages. En effet, les brochets lâchés dans le milieu naturel étant généralement fertiles, ils sont responsables d'une part d'introgression de gènes « domestiques » dans les populations sauvages (p. ex. Guillerault et al. 2018 dans le Lot). Si le gestionnaire d'une pêcherie choisit

de maintenir des lâchers malgré l'augmentation du nombre de captures permise par la mise en place d'une fenêtre de capture, il est alors important de limiter le maintien des individus lâchés dans les populations sauvages. Pour cela, il est préférable de réaliser des lâchers de brochets d'une taille comprise dans la fenêtre de capture, pour permettre le prélèvement d'un maximum de ces poissons par les pêcheurs.

Pour finir, il est essentiel de garder à l'esprit que les tailles légales de capture ne peuvent pas se substituer à des efforts importants de protection des milieux naturels pour garantir le maintien des populations de brochets.

2. Conditions pour une bonne FDC

2.1. Adaptation à la pression de pêche

Pour atteindre les objectifs visés, les dimensions d'une FDC doivent être adaptées aux caractéristiques de la population cible, comme la croissance des individus, leur fécondité et le taux mortalité naturel, ainsi qu'à la pression de pêche. Une FDC permet un nombre élevé de prélèvements lorsque sa borne inférieure est basse, et souvent proche de la taille moyenne de maturité de l'espèce ciblée, car les individus les plus jeunes sont naturellement les plus abondants dans les populations et la diminution de leur densité par les prélèvements réduit la mortalité naturelle des individus survivants. C'est la raison pour laquelle la borne inférieure des FDC proposées par Ahrens *et al.* (2020) est proche de $0,3-0,4 L_{\infty}$ ($\approx 30-40$ cm dans de nombreuses masses d'eau françaises). Lorsque la pression de pêche augmente, la protection d'une part plus importante des individus les plus gros, par abaissement de la borne supérieure de la FDC, permet de compenser la mortalité des individus ne survivant pas aux captures et de réduire le nombre d'individus susceptibles d'être prélevés. Plus la borne supérieure d'une FDC est basse et que son ouverture est réduite, plus elle permet le maintien des gros individus dans la population et la résilience face à la pêche.

2.2. Acceptation des pêcheurs

2.2.1. Atteinte des effets escomptés

L'efficacité d'une FDC repose également sur deux conditions dépendantes du comportement des pêcheurs, les pêcheurs doivent d'abord respecter la réglementation (c.-à-d. accepter de relâcher les plus grosses prises) et ensuite adopter un comportement maximisant la survie des individus relâchés.

Johnston *et al.* (2015) considèrent qu'une mortalité de 5 % des brochets capturés suffit à baisser significativement la perception par les pêcheurs des bénéfices de la mise

en place d'une nouvelle réglementation sur les tailles de captures. D'après J-P Faure (FDPPMA 69, comm. pers), sur les lacs du Grand Large et de Miribel-Jonage, où la communication et les contrôles sont maintenus à un niveau élevé depuis 2011 et 2014, le taux d'infraction est $< 0,5$ % (sur 1850 contrôles) sur la période 2019-2023. Ces infractions concernent des pêcheurs ne respectant délibérément pas la réglementation. D'après Ayllón *et al.* (2019), la somme de la mortalité des truites fario relâchées après leur capture et de la mortalité liée au non-respect de la réglementation ne doit pas dépasser 25 % des captures pour que la réglementation choisie soit efficace (*nb* : dans cette pêcherie la mortalité des truites capturées aux appâts naturels peut atteindre de 20 %). Gigliotti & Taylor (1990) et Caroffino (2013) observent, dans différentes pêcheries de cristivomer (*Salvelinus namaycush*) du Michigan (Etats-Unis), que le taux de non-respect de la réglementation est plus important pour les réglementations restrictives, comme les FDC et les FDP, que pour les TMinC (17,6 % contre 8 % en moyenne). Cette tendance est également observée dans différentes pêcheries de brochet du Minnesota (Etats-Unis) par Pierce & Tomcko (1998) qui reportent que 7-19 % des brochets prélevés par les pêcheurs ne sont pas dans la taille légale de capture. Page & Radomski (2006) observent dans différentes pêcheries de black bass (*Micropterus salmoides*), de dorée et de perchade du Minnesota (Etats-Unis) que le non-respect de la réglementation dépend en partie d'un manque d'information des pêcheurs, 14 % des pêcheurs rencontrés ne connaissant pas la réglementation en vigueur.

Hühn & Arlinghaus (2011) reportent que la mortalité des poissons capturés est généralement proche de 7 % mais varie fortement selon le type d'appât utilisé, la température et la durée de manipulation. La mortalité des percidés est, par exemple de 0-44 %, celle des centrarchidés est de 0-88 % et celle des salmonidés est de 0-82 %. Ayllón *et al.* (2019) reportent que la mortalité des truites farios est comprise entre 2 % (valeur observée avec l'utilisation de mouches artificielles) et 20 % (valeur observée avec des appâts naturels). Lorsque la pression de pêche est élevée, elle peut entraîner une forte mortalité car une large proportion de la population peut être capturée et que les captures se multiplient pour certains individus (p. ex. Kletfoth & Arlinghaus, 2011, pour le brochet ; Britton *et al.*, 2007, pour le silure glane (*Silurus glanis*) ; Monk & Arlinghaus, 2017, pour la perche commune ; Czapla *et al.*, 2023, pour la carpe). La mortalité des poissons capturés peut être réduite par l'application de mesures simples et bien documentées (voir p. ex. Cooke & Suski, 2005, pour une synthèse sur le sujet).

La mise en place de FDC nécessite donc des efforts de pédagogie auprès des pêcheurs pour leur faire accepter cette réglementation et leur faire adopter un comportement réduisant au maximum la mortalité des poissons capturés.

2.2.2. Réflexion autour des FDC déjà utilisées

Les meilleurs compromis de gestion sont obtenus avec des FDC dont la borne inférieure est proche, voire en dessous, de la taille à maturité moyenne du brochet (≈ 38 cm ; Gwinn *et al.*, 2015), ce qui est nettement plus bas que les TMinC appliquées en France depuis plusieurs décennies. Cela implique que les pêcheurs acceptent de ne prélever que

des poissons de petite ou moyenne taille, ce qui est le contraire de leur comportement général (Kaemingk *et al.*, 2020) et remet en cause des croyances historiques de gestion des populations de brochets. C'est certainement pour ces raisons que les FDC mises en place par les différentes FDPPMA sont plus élevées que les valeurs issues des modèles (p. ex. FDC = 50-70 cm, dans les départements 02 et 69, et FDC = 60-80 cm, dans les départements 33, 40, 46, 28 et 71). De telles FDC ont le potentiel d'améliorer la structure en taille des populations et leur densité, et ainsi d'améliorer le nombre total de captures et le nombre de captures de poissons trophées. Elles ont en revanche le potentiel de réduire sensiblement le nombre de poissons prélevés et la biomasse totale prélevée. Les publications s'intéressant aux effets des FDC sur les populations de brochets ne permettent pas de déterminer avec précision les résultats attendus avec les FDC actuellement mises en place dans certains départements français. Arlinghaus *et al.* (2010) utilisent une borne inférieure de FDC fixe (45 cm) et Ahrens *et al.* (2020) déterminent la meilleure FDC en fonction de différents paramètres biologiques et de la pression de pêche, sans prendre en compte de considérations socio-culturelles. Il est toutefois possible d'avoir une idée approximative de l'effet d'une FDC = 50-70 cm par lecture graphique des différentes figures produites par Arlinghaus *et al.* (2010) pour FDC = 45-70 cm (Tableau 18). Cette FDC permet théoriquement de prélever un nombre supérieur ou égal de brochets et de capturer un nombre nettement supérieur de gros brochets qu'avec les TMinC utilisées en France (Tableau 18). La taille moyenne des prélèvements est proche de celle observée avec TMinC = 50 cm mais est nettement plus faible que celle observée avec TMinC = 60 cm. En concentrant les prélèvements sur des individus plus gros et moins abondants une FDC = 60-80 cm devrait être moins performante que FDC = 50-70 cm en ce qui concerne le nombre de prélèvements et de captures d'individus de grosse taille, mais devrait permettre un nombre supérieur de captures (en préservant plus d'individus de petite taille) et augmenter la taille des prélèvements.

Les FDC déjà mises en place en France sont donc adaptées à une stratégie destinée à favoriser le nombre de captures dans des conditions de forte pression de pêche. Pour améliorer le nombre de prélèvement, et s'approcher du compromis de gestion proposé par Ahrens *et al.* (2020), une FDC comprise entre une borne inférieure de 30 cm et une borne supérieure de 60 cm semble plus adaptée.

Tableau 18. Comparaison entre les résultats attendus avec FDC = 45-70 cm par rapport aux TMinC historiquement utilisées en France, par lecture graphique de différentes figures produites par Arlinghaus *et al.* (2010).

	TMinC = 50 cm	TMinC = 60 cm	FDC = 45-70 cm
Nombre prélevés (ind./ha)	2,5	2	2,8
Taille moyenne des individus prélevés (cm)	60	67	58
Nombre d'individus ≥ 86 capturés (ind./ha)	0,1	0,1	0,5

Pour satisfaire les pêcheurs désireux de conserver les poissons trophées, qu'ils ne captureront peut-être qu'une seule fois dans leur vie, certains gestionnaires utilisent une

FDC à laquelle s'ajoute une seconde taille minimale de capture de trophée qui autorise le prélèvement des très gros individus (p. ex. Koupal *et al.*, 2015 et Morgan *et al.*, 2019). Il pourrait, par exemple, être envisageable, dans certains milieux, qu'une FDC = 30-60 cm (\approx FDC idéale pour un compromis de gestion, lorsque $F/M = 1,5$, d'après Ahrens *et al.*, 2020) soit couplée à une autorisation de prélèvement des brochets > 120 cm, si la demande de prélèvement de gros individus parmi les pêcheurs est forte. Toutefois, aucune étude s'intéressant à ce type de réglementation pour le brochet n'était disponible au moment de l'élaboration de ce document. Des TMaxC ont également été expérimentés en Amérique du nord et ont donné de bons résultats, notamment pour le maintien de la structure en taille des populations (Pierce, 2010). L'un des avantages de cette réglementation est sa simplicité, une seule taille limite étant utilisée.

3. La modélisation comme outil d'aide à la décision

Les modèles utilisés dans les différents documents présentés dans ce rapport sont des simplifications de populations. Le choix du modèle utilisé dépend de la question posée, de l'espèce considérée ou encore de la puissance de calcul disponible. L'interprétation et l'extrapolation des résultats par les gestionnaires dépendent du contexte local, en particulier les différences entre valeurs d'entrée du modèle et valeurs observées en milieu naturel (p. ex. la croissance et l'âge de maturité des individus, et les préférences des pêcheurs).

Ahrens *et al.* (2020), comme pour la plupart des modèles présentés, considèrent des effets compensatoires homogènes sur la croissance entre les différentes classes d'âge (c.-à-d. tous les individus dépendent des mêmes ressources) car le brochet devient piscivore dès sa première année de vie et se nourrit de proies de tailles relativement similaires à mesure qu'il grandit (Persson *et al.*, 2006 ; Gaeta *et al.*, 2018). D'autres espèces montrent en revanche des changements plus complexes dans le choix des proies au cours de l'ontogénie (p. ex. la perche commune et la truite fario) pouvant justifier la prise en compte différentes relations trophiques dans les modèles. Contrairement au travail de Venturelli *et al.* (2010) sur le doré, Ahrens *et al.* (2020) estiment que, chez le brochet, le rôle des effets maternels liés à la taille (p. ex. la meilleure viabilité des œufs produits) reste modeste. Les auteurs y voient une limite du modèle utilisé qui ne prend pas en compte la stochasticité du milieu et les différences de comportements liés à la taille des individus (p. ex. le fractionnement de la ponte) (voir Ayllón *et al.*, 2019, pour un modèle utilisant des variables environnementales complexes sur la truite fario). Or, d'après Arlinghaus *et al.* (2010), la sous-estimation des effets maternels dans la dynamique des populations peut entraîner une surestimation de la quantité de poissons qu'il est possible de prélever (≈ 10 %) et du potentiel de reproduction de la population (≈ 17 %), ce qui peut avoir des conséquences importantes lorsque la modélisation est utilisée pour gérer une population.

Ahrens *et al.* (2020) considèrent également des paramètres de croissance moyens (mâle et femelle confondus) par classe d'âge. A l'inverse, Stubberud *et al.* (2019) utilisent un modèle simulant le devenir de chaque individu, pour capter les effets du sexe-ratio des captures, mais détaillent moins le comportement des pêcheurs.

A la différence du modèle utilisé par Ahrens *et al.* (2020), le modèle utilisé par Ayllon *et al.* (2018) prend en compte l'effet du poids des individus prélevés dans le calcul des performances des FDC et des TMinC. L'augmentation de la TMinC entraîne une diminution du nombre de prélèvements (comme dans les travaux d'Ahrens *et al.*, 2020) mais aussi une augmentation de la taille moyenne des prélèvements (également observée dans le travail d'Arlinghaus *et al.*, 2010) qui vient compenser la diminution du nombre de prélèvements. La comparaison des performances des FDC et des TMinC est alors différente.

Toutefois, la convergence des résultats, malgré la diversité des techniques de modélisation utilisées et des espèces concernées, confirme la valeur des conclusions présentées.

Les publications présentées dans ce document donnent une bonne idée de la taille des fenêtres de capture utilisables en France pour le brochet, en particulier les travaux d'Ahrens *et al.* (2020) qui utilisent un modèle très complet, basé sur des données d'entrée relativement cohérentes avec les caractéristiques de nombreuses populations françaises, et dont les sorties ont été conçues pour permettre des généralisations (notamment par l'utilisation du rapport entre les bornes des FDC et la taille asymptotique du brochet, Figure 6). L'utilisation de nouveaux modèles pour le brochet n'apparaît donc pas indispensable à la mise en place d'une « bonne » FDC pour le brochet. Toutefois, dans les travaux de Gwinn *et al.* (2015) et Ahrens *et al.* (2020), l'avantage des FDC sur les TMinC pour atteindre le meilleur compromis de gestion vient du fait qu'elles permettent d'atteindre un nombre important de prélèvements, ce qui leur donne plus de poids dans les calculs de compromis car les objectifs de prélèvements et de captures ne sont pas strictement clivés entre TMinC et FDC. Lorsqu'une FDC possède une borne inférieure relativement haute (p. ex. FDC = 60-80 cm) l'avantage des FDC par rapport aux TMinC pour l'atteinte d'un compromis de gestion est moins évident puisque le nombre de prélèvements possibles est plus faible que le maximum possible. L'utilisation de la modélisation est alors une perspective à envisager pour estimer les performances de FDC dont les bornes ne sont pas fixées par de seuls critères biologiques (comme l'acceptation de la borne inférieure de la FDC par les pêcheurs, des caractéristiques gustatives ou un taux de contamination des chaires). Pour les espèces montrant une forte variabilité de croissance ou de longévité entre différents bassins versants, comme la truite fario, l'utilisation de la modélisation pourrait être pertinente pour adapter la réglementation aux conditions locales.

4. Les suivis de terrain, éléments indispensables de l'évaluation des effets d'un changement de réglementation.

Les suivis de terrain sont indispensables à l'évaluation de l'efficacité des FDC sur les populations de brochets. Ils permettent une prise de décision *a posteriori* pour d'éventuels ajustements de dimensions, un élargissement de l'utilisation ou un abandon de la mesure. Les suivis de terrain ont également une forte valeur pour la communauté des gestionnaires en France et à l'étranger, car les retours d'expérience sur les FDC sont encore très rares.

Il est intéressant de remarquer que les résultats significatifs identifiés dans l'analyse Avant-Après proviennent des sites présentant les chroniques de données les plus longues (nombre d'années) et les plus fournies (nombre d'observations). Ceci souligne l'importance des suivis en routine des pêcheries, et de leur qualité, pour la prise de décision par les gestionnaires.

L'application FishFriender n'a pas permis de produire des données à fort intérêt pour les gestionnaires. En effet, le manque de d'information sur l'effort de pêche et les prélèvements a fortement limité la portée des analyses réalisées. Ce phénomène a été observé dans de nombreux pays où les applications mobiles sont utilisées et il est bien connu des gestionnaires utilisant des carnets de capture manuscrits (p. ex. Guillerault *et al.* 2012). Johnston *et al.* (2022) observent que l'utilisation des applications de pêche est encore relativement mal répartie dans la communauté des pêcheurs et que le manque d'information concernant l'effort de pêche gêne l'exploitation des données. Il n'apparaît donc pas pertinent de poursuivre l'utilisation des données de FishFriender pour répondre aux questions posées actuellement par les FDDPPMA. L'utilisation de carnets de captures distribués à des pêcheurs bénévoles présente un intérêt certain, notamment par son faible coût, mais doit être plus encadrée pour fournir des données valorisables. Il est, par exemple, possible de fournir un retour régulier sur les données collectées (p. ex. sous forme de conférences ou de vidéos) et de mettre en place un système de récompenses, conditionnées à la qualité des données collectées, pour les pêcheurs participants (p. ex. la gratuité de la carte de pêche).

Les limites de l'analyse de données récoltées en autonomie par les pêcheurs soulignent l'importance de la mise en place d'un protocole basé sur une collecte de données standardisées pour évaluer la réponse des populations de poissons aux changements de réglementation. Cette collecte de données peut prendre la forme d'enquêtes auprès des pêcheurs (au bord de l'eau ou par téléphone) et/ou d'observations de terrain. La FDPPMA 69 réalise, par exemple, des enquêtes au bord de l'eau pour le suivi des captures réalisées dans le département ou de l'effort de pêche (voir Gaillot, 2019, pour le détail du protocole). Il est également possible de produire une estimation ponctuelle de CPUE en utilisant les résultats de concours de pêches durant lesquelles, le nombre de captures, la taille des captures, la durée de pêche et le nombre de pêcheurs sont connues. Cependant, la collecte de données par la réalisation de pêches électriques (idéale pour la capture de juvéniles) et/ou de pêches aux filets (efficace pour la capture d'adultes) reste

encore la méthode la plus efficace. Bien que plus complexe à mettre en œuvre, ce type de protocole a le potentiel de répondre à l'intégralité des questions posées par les gestionnaires, s'il est bien construit. Tiainen *et al.* (2017) utilisent, par exemple, un protocole très complet, basé sur un échantillonnage au filet couplé à des CMR, qui pourrait être adapté au suivi des FDC dans différents départements. Pour les sites où la FDC est déjà en vigueur, le manque de données recueillies avant sa mise en place impose l'utilisation de sites témoins où une TMinC est encore appliquée, ce qui implique une collaboration entre FDPPMA. Pour les sites où la FDC n'est pas encore en vigueur mais est envisagée, il est pertinent d'entamer dès maintenant un suivi des captures et de la pression de pêche. La collaboration entre les différentes FDPPMA, autour d'un même protocole de suivi de sites tests, est une perspective intéressante pour divers aspects, comme l'augmentation du nombre de sites d'étude (réplicas) permettant des analyses plus robustes, le partage des coûts et la cohésion du réseau des acteurs de la gestion des pêcheries récréatives.

ELEMENTS ESSENTIELS

- CONCLUSION GENERALE -

- La mise en place d'une fenêtre de capture a un **fort intérêt** pour le brochet car cette réglementation est plus favorable que les tailles minimales de capture pour la **conservation** de l'espèce, sans empêcher son **exploitation** (captures multiples et prélèvements).
- Pour être efficace une fenêtre de capture doit être **adaptée au contexte local** (en particulier à la croissance des individus et à la pression de pêche).
- Les travaux de modélisation permettent d'apprécier les **atouts** et les **faiblesses** des fenêtres de capture pour le brochet. Les retours d'expérience sont encore peu nombreux mais ils donnent des signaux **favorables** à la mise en place de FDC dans les pêcheries récréatives de France.
- Un meilleur **suivi** des peuplements piscicoles et de l'effort de pêche (dont les prélèvements) est essentiel pour mieux comprendre l'évolution des populations (en lien, ou non, avec la mise en place d'une fenêtre de capture) et ainsi mettre en place une gestion halieutique pertinente.
- Les FDC sont un outil à disposition des gestionnaires, elles ne peuvent se substituer à la **préservation des milieux** aquatiques pour garantir le maintien à long terme des populations de brochets.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Addis D. (2020). The 2020 stock assessment of Red Drum, *Sciaenops ocellatus*, in Florida. Technical Report (129p.). Florida Fish and Wildlife Conservation Commission.
- Ahrens R. N., Allen M. S., Walters C. & Arlinghaus R. (2020). Saving large fish through harvest slots outperforms the classical minimum-length limit when the aim is to achieve multiple harvest and catch-related fisheries objectives. *Fish and Fisheries*, 21(3), 483-510
- Aich U., Chowdhury S. & Jennions M. D. (2022). and others, Separating the effects of paternal age and mating history: Evidence for sex-specific paternal effect in eastern mosquitofish. *Evolution*, 76(7), 1565–1577.
- Almeida-Val V. M. F., Val A.L., Duncan W. P., Souza F. C., Paula-Silva M. N. & Land S. (2000). Scaling effects on hypoxia tolerance in the Amazon fish *Astronotus ocellatus* (Perciformes: Cichlidae): contribution of tissue enzyme levels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 125(2), 219-226.
- Anderson C. N. K., Hsieh C., Sandin S. A., Hewitt R., Hollowed A., Beddington J., May R. M. & Sugihara G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452(7189), 835–839.
- Arlinghaus R., Laskowski K. L., Alós J., Klefoth T., Monk C. T., Nakayama S. & Schröder A. (2017). Passive gear-induced timidity syndrome in wild fish populations and its potential ecological and managerial implications. *Fish and Fisheries*, 18(2), 360–373.
- Arlinghaus R., Matsumura S. & Dieckmann U. (2010). The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation*, 143(6), 1444–1459.
- Ayllón D., Nicola G. G., Elvira B. & Almodóvar A. (2019). Optimal harvest regulations under conflicting tradeoffs between conservation and recreational fishery objectives. *Fisheries Research*, 216, 47-58.
- Ayllón D., Railsback S. F., Almodóvar A., Nicola G. G., Vincenzi S., Elvira B. & Grimm V. (2018). Eco-evolutionary responses to recreational fishing under different harvest regulations. *Ecology and evolution*, 8(19), 9600-9613.
- Ballew N. G., Mittelbach, G. G. & Scribner K. T. (2017). Fitness consequences of boldness in juvenile and adult largemouth bass. *The American Naturalist*, 189(4), 396-406.

- Barneche D. R., Robertson D. R., White C. R. & Marshall D. J. (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science*, 360(6389), 642-645.
- Barnett L. A. K., Branch, T. A. Ranasinghe R. A. & Essington T. E. (2017). Old-growth fishes become scarce under fishing. *Current Biology*, 27(18), 2843–2848.
- Barres G. (2023). Suivi des captures de brochets sur le Gardon et communication autour de la fenêtre de capture. Rapport de stage – Université Jean Monnet – Saint Etienne/ FDPPMA 30 (59p.).
- Beamish R. J., McFarlane G. A. & Benson A. (2006). Longevity overfishing. *Progress in Oceanography*, 68(2-4), 289–302.
- Beardmore B., Haider W., Hunt L. M. & Arlinghaus R. (2011). The importance of trip context for determining primary angler motivations: are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? *North American Journal of Fisheries Management*, 31(5), 861-879.
- Beardmore B., Hunt L. M., Haider W., Dorow M. & Arlinghaus R. (2015). Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(4), 500-513.
- Benoit H. P., Swain D. P., Hutchings J. A., Knox D., Doniol-Valcroze T. & Bourne C. M. (2018). Evidence for reproductive senescence in a broadly distributed harvested marine fish. *Marine Ecology Progress Series*, 592, 207–224.
- Bergström U., Larsson S., Erlandsson M., Ovegård M., Stabo H. R., Östman, Ö. & Sundblad G. (2022). Long-term decline in northern pike (*Esox lucius* L.) populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. *Fisheries Research*, 251, 106307.
- Berkeley S. A., Chapman, C. & Sogard S. M. (2004a). Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, 85(5), 1258–1264.
- Berkeley S. A., Hixon M. A., Larson R. J. & Love M. S. (2004b). Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries*, 29(8), 24–32.
- Bernardo J. (1996). Maternal effects in animal ecology. *American Zoologist*, 36(2), 83-105.
- Beverton R. J. & Holt S. J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. London, UK: Chapman and Hall.

- Birdsong M., Hunt L. M. & Arlinghaus R. (2021). Recreational angler satisfaction: what drives it? *Fish and Fisheries*, 22(4), 682–706.
- Birkeland C., Dayton P. K. (2005). The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 356–358.
- Blackburn S. E., Gingras M. L., DuBois J., Jackson Z. J. & Quist M. C. (2019). Population dynamics and evaluation of management scenarios for white sturgeon in the Sacramento–San Joaquin River Basin. *North American Journal of Fisheries Management*, 39(5), 896–912.
- Bobko S. J. & Berkeley S. A. (2004). Maturity, ovarian cycle, fecundity, and age-specific parturition of black rockfish (*Sebastes melanops*). *Fishery Bulletin*, 102, 418–429.
- Bohaby E. C., Goethel D. R., Cass-Calay S. L. & Patterson III W. F. (2022). A simulation framework to assess management trade-offs associated with recreational harvest slots, discard mortality reduction, and by catch accountability in a multi-sector fishery. *Fisheries Research*, 250, 106268.
- Braña F., Nicieza A. G. & Toledo M. M. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237(1), 61–66.
- Britton J. R., Pegg J., Sedgwick R. & Page R. (2007). Investigating the catch returns and growth rate of wels catfish, *Silurus glanis*, using mark–recapture. *Fisheries Management and Ecology*, 14(4), 263–268.
- Brunel T. & Piet G. J. (2013). Is age structure a relevant criterion for the health of fish stocks? *ICES Journal of Marine Science*, 70(2), 270–283.
- Bry C., Bonamy F., Manelphe J. & Duranthon B. (1995). Early life characteristics of pike, *Esox lucius*, in rearing ponds: temporal survival pattern and ontogenetic diet shifts. *Journal of Fish Biology*, 46(1), 99–113.
- Calduch-Verdiell N., MacKenzie B. R., Vaupel, J. W. & Andersen, K. H. (2014). A life-history evaluation of the impact of maternal effects on recruitment and fisheries reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(7), 1113–1120.
- Cano-Barbacid C., Radinger J., Argudo M., Rubio-Gracia F., Vila-Gispert A. & García-Berthou E. (2020). Key factors explaining critical swimming speed in freshwater fish: a review and statistical analysis for Iberian species. *Scientific reports*, 10(1), 1–12.
- Caroffino D. C. (2013). Angler compliance with Lake Trout length limit regulations in Great Lakes waters. *North American Journal of Fisheries Management*, 33(6), 1203–1209.

- Carr-Harris A. & Steinback S. (2020). Expected economic and biological impacts of recreational Atlantic striped bass fishing policy. *Frontiers in Marine Science*, 6, 814.
- Carver A. M., Wolcott T. G., Wolcott, D. L. & Hines A. H. (2005). Unnatural selection: Effects of a male-focused size-selective fishery on reproductive potential of a blue crab population. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 319(1-2), 29-41.
- Casselman J. M. (1975). Sex Ratios of Northern Pike, *Esox lucius* Linnaeus, *Transactions of the American Fisheries Society*, 104(1), 60-63.
- Caswell H. (2000). *Matrix Population Models. Construction, analysis and interpretation.* Sinsuer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Chambers R. C. & Leggett W. C. (1996). Maternal influences on variation in egg sizes in temperate marine fishes. *American zoologist*, 36(2), 180-196.
- Chambers R. C. & Trippel E. A. (Eds.). (2012). *Early life history and recruitment in fish populations* (Vol. 21). Springer Science & Business Media.
- Chevallier E., Denys G. P., Marlot R., Duntze M., Mierral A., Fasquel A., Dhainaut M. & Boucault J. (2023). Behaviour of two predator fishes *Esox lucius* Linnaeus, 1758 and *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 during two successive floods in the French Aisne River. *Cybiuim: Revue Internationale d'Ichtyologie*, 47(1), 79-99.
- Clark Jr R. D., Alexander G. R. & Gowing H. (1980). Mathematical description of trout-stream fisheries. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(6), 587-602.
- Cohen J. E., Pimm S. L., Yodzis P. & Saldaña J. (1993). Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of animal ecology*, (62), 67-78.
- Cooke S. J. & Suski C. D. (2005). Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity & Conservation*, 14, 1195-1209.
- Curio E. (1983). Why do young birds reproduce less well? *Ibis*, 125(3), 400-404.
- Craig J. F. (2008). A short review of pike ecology. *Hydrobiologia*, 601(1), 5-16.
- Czapla P., Wallerius M. L., Monk C. T., Cooke S. J. & Arlinghaus R. (2023). Reexamining one-trial learning in common carp (*Cyprinus carpio*) through private and social cues: No evidence for hook avoidance lasting more than seven months. *Fisheries Research*, 259, 106573.
- Díaz Á. M. (2015). Size dependent angling exploitation rates in pike (*Esox Lucius*) in Northwest Germany. Rapport (29p.). Humboldt-Universität zu Berlin / Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin.

- Donadi S., Austin Å. N., Bergström U., Eriksson B. K., Hansen J. P., Jacobson P., ... & Eklöf J. S. (2017). A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1859), 20170045.
- Donadi S., Bergström L., Berglund J. M. B., Anette B., Mikkola R., Saarinen A. & Bergström U. (2020). Perch and pike recruitment in coastal bays limited by stickleback predation and environmental forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 246, 107052.
- Dorow M., Beardmore B., Haider W. & Arlinghaus R. (2010). Winners and losers of conservation policies for European eel, *Anguilla anguilla*: An economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fisheries Management and Ecology*, 17(2), 106–125.
- Eberhardt L. L. (2002). A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology*, 83(10), 2841-2854.
- Edeline E., Carlson S. M., Stige L. C., Winfield I. J., Fletcher J. M., James J. B., ... & Stenseth N. C. (2007). Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(40), 15799-15804.
- Edeline E., Ari T. B., Vøllestad L. A., Winfield I. J., Fletcher J. M., James J. B. & Stenseth N. C. (2008). Antagonistic selection from predators and pathogens alters food-web structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(50), 19792-19796.
- Einum S. & Fleming, I. A. (2000). Selection against late emergence and small offspring in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Evolution*, 54(2), 628-639.
- Einum S., Hendry A. P. & Fleming I. A. (2002). Egg-size evolution in aquatic environments: does oxygen availability constrain size?. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1507), 2325-2330.
- Einum S., Sundt-Hansen L. & Nislow K. H. (2006). The partitioning of density-dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. *Oikos*, 113(3), 489-496.
- Elshout P. M. F., Dionisio Pires L. M., Leuven R. S. E. W., Wendelaar Bonga S. E. & Hendriks A. J. (2013). Low oxygen tolerance of different life stages of temperate freshwater fish species. *Journal of Fish Biology*, 83(1), 190-206.
- Enberg K., Jørgensen C., Dunlop E. S., Varpe Ø., Boukal D. S., Baulier, L., ... & Heino, M. (2012). Fishing-induced evolution of growth: Concepts, mechanisms and the empirical evidence. *Marine ecology*, 33(1), 1-25.

- Eslinger L. D., Dolan D. M. & Newman S. P. (2010). Factors affecting recruitment of age-0 muskellunge in Escanaba Lake, Wisconsin, 1987–2006. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(4), 908-920.
- FAO (2012). Technical guidelines for responsible fisheries: Recreational fisheries. Technical report (192 p.). FAO.
- Faure (2022). Retour sur l'expérimentation des fenêtres de capture du Rhône ... et plongée dans le passé de la biologie et de l'halieutisme. Présentation aux Journées Techniques National FNPF 2022 (32p.). FDPPMA 69.
- FDPPMA 69 (2021). Schéma Départemental de Développement du Loisir Pêche (SDDL 69) – Résultats enquête pêcheurs – Ensemble, construisons la pêche de demain ! Rapport technique (32p.). FDPPME 69.
- Frost W. E. & Kipling C. (1967). A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *Journal of Animal Ecology*, 36(3), 651–693.
- Gaeta J. W., Ahrenstorff T. D., Diana J. S., Fetzer W. W., Jones T. S., Lawson Z. J., ... & Vander Zanden M. J. (2018). Go big or... don't? A field-based diet evaluation of freshwater piscivore and prey fish size relationships. *PloS one*, 13(3), e0194092.
- Gaillot S. (2019). Etude des communautés de poissons prédateurs des vallées de la Saône et du Rhône - Suivi des captures des pêcheurs, saison 2018-2019. Rapport Technique (73p.). FDPPMA 69.
- Gaillot S. (2021). Etude des communautés de poissons prédateurs des vallées de la Saône et du Rhône - Suivi des captures des pêcheurs, saison 2020-2021 (Rapport provisoire). Rapport Technique (22p.). FDPPMA 69.
- García-Asorey M. I., Escati-Peñaloza G., Parma A. M. & Pascual M. A. (2011). Conflicting objectives in trophy trout recreational fisheries: evaluating trade-offs using an individual-based model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(11), 1892-1904.
- Geffroy B. & Wedekind, C. (2020). Effects of global warming on sex ratios in fishes. *Journal of Fish Biology*, 97(3), 596-606.
- Gigliotti L. M. & Taylor W. W. (1990). The effect of illegal harvest on recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 10(1), 106-110.
- Gnanalingam G., Gaff, H. & Butler IV M. J. (2020). Conserving spawning stocks through harvest slot limits and no-take protected areas. *Conservation Biology*, 34(6), 1492-1502.

- Grant J. W. A. & Imre I. (2005). Patterns of density-dependent growth in juvenile streamdwelling salmonids. *Journal of Fish Biology*, 67(sB), 100-110.
- Guillerault N., Martino L'Hostis A., Azémar F., Compin A. & Santoul F. (2012). Etude des poissons carnassiers du Lot (rapport final/version courte). Rapport technique (48p). FDPPMA 46.
- Guillerault N., Loot G., Blanchet S. & Santoul F. (2018). Catch-related and genetic outcome of adult northern pike *Esox lucius* stocking in a large river system. *Journal of Fish Biology*, 93(6), 1107-1112.
- Gwinn D. C., Allen M. S., Johnston F. D., Brown P., Todd C. R. & Arlinghaus R. (2015). Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slots. *Fish and Fisheries*, 16(2), 259-281.
- Hamilton S. L., Caselle J. E., Standish J. D., Schroeder D. M., Love M. S., Rosales-Casian J. A. & Sosa-Nishizaki O. (2007). Size-selective harvesting alters life histories of a temperate sex-changing fish. *Ecological Applications*, 17(8), 2268-2280.
- Haugen T. O. & Vøllestad L. A. (2018). Pike population size and structure: Influence of density-dependent and density-independent factors. Dans: *Biology and Ecology of Pike* (CRC Press), 123-163.
- Heermann L., Emmrich M., Heynen M., Dorow M., König U., Borchering J. & Arlinghaus, R. (2013). Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: The role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries. Management and Ecology*, 20(2-3), 187- 200.
- Hilborn R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 31(2), 153-158.
- Hixon M. A., Johnson D. W. & Sogard S. M. (2014). BOFFFFs: On the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science*, 71(8), 2171-2185.
- Hubenova T., Zaikov A. & Vasileva P. (2007). Investigation on fecundity, follicles and free embryo size of pond-reared pike (*Esox lucius*) of different age and size. *Aquaculture International*, 15(3-4), 235-240.
- Hühn D. & Arlinghaus R. (2011). Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: A quantitative meta-analysis. *American Fisheries Society Symposium*, 75, 141-170.
- Hunt R. L. (1962). Effects of angling regulations on a wild brook trout fishery. Technical bulletin (58p). Wisconsin Department of Natural Resources.

- Hunt L. M., Camp E., van Poorten B. & Arlinghaus R. (2019). Catch and non-catch-related determinants of where anglers fish: a review of three decades of site choice research in recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 27(3), 261-286.
- Hurst T. P. & Conover D. O. (1998). Winter mortality of young-of-the-year Hudson River striped bass (*Morone saxatilis*): size-dependent patterns and effects on recruitment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1122-1130.
- Hutt C. P. & Neal J. W. (2010). Arkansas urban resident fishing site preferences, catch related attitudes, and satisfaction. *Human Dimensions of Wildlife*, 15(2), 90-105.
- Jacobson P., Bergström U. & Eklöf J. (2019). Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 24, 137-153.
- Jensen A. L. (1981). Optimum size limits for trout fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(6), 657-661.
- Johnson D. W., Christie M. R. & Moye J. (2010). Quantifying evolutionary potential of marine fish larvae: heritability, selection, and evolutionary constraints. *Evolution*, 64(9), 2614-2628.
- Johnston T. A. (1997). Within-population variability in egg characteristics of walleye (*Stizostedion vitreum*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(5), 1006-1014.
- Johnston F. D., Arlinghaus R. & Dieckmann U. (2010). Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(9), 1507-1531.
- Johnston F. D., Beardmore B. & Arlinghaus R. (2015). Optimal management of recreational fisheries in the presence of hooking mortality and noncompliance-predictions from a bioeconomic model incorporating a mechanistic model of angler behavior. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(1), 37-53.
- Johnston F. D., Simmons S., Poorten B. V. & Venturelli P. (2022). Comparative analyses with conventional surveys reveal the potential for an angler app to contribute to recreational fisheries monitoring. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(1), 31-46.
- Jørgensen C., Enberg K., Dunlop E. S., Arlinghaus R., Boukal D. S., Brander K., ... & Rijnsdorp A. D. (2007). Ecology: managing evolving fish stocks. *Science*, 318(5854), 1247-1248.

- Kaemingk M. A., Hurley K. L., Chizinski C. J. & Pope K. L. (2020). Harvest–release decisions in recreational fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(1), 194-201.
- Kempinger J. J. & Carline, R. F., (1978). Dynamics of the northern pike population and changes that occurred with a minimum size limit in Escanaba Lake, Wisconsin. *American Fisheries Society Special Publications*, 11, 382–389.
- Klefoth T., Kobler, A. & Arlinghaus R. (2011). Behavioural and fitness consequences of direct and indirect non-lethal disturbances in a catch-and-release northern pike (*Esox lucius*) fishery. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (403), 11.
- Koehn J. D. & Todd C. R. (2012). Balancing conservation and recreational fishery objectives for a threatened fish species, the Murray cod, *Maccullochella peelii*. *Fisheries Management and Ecology*, 19(5), 410-425.
- Kondolf G. M. & Wolman M. G. (1993). The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29(7), 2275-2285.
- Kotakorpi M., Tiainen J., Olin M., Lehtonen H., Nyberg K., Ruuhijärvi J. & Kuparinen A. (2013). Intensive fishing can mediate stronger size-dependent maternal effect in pike (*Esox lucius*). *Hydrobiologia*, 718, 109-118.
- Koupal K. D., Katt J. D., Schoenebeck C. W. & Eifert B. E. (2015). Sex-specific changes in Walleye abundance, size structure and harvest following implementation of regulation to protect broodstock. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 6(2), 448-455.
- Langangen Ø., Edeline E., Ohlberger J., Winfield I. J., Fletcher J. M., James J. B., ... & Vøllestad L. A. (2011). Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. *Fisheries Research*, 109(1), 131-139.
- Lantry J. R. & Eckert T. H (2016). 2016 Lake Ontario Fishing Boat Survey. Annual Report. (72p.). New York State Department of Environmental Conservation.
- Lauer T. E., Allen P. J. & McComish T. S. (2004). Changes in mottled sculpin and Johnny darter trawl catches after the appearance of round gobies in the Indiana waters of Lake Michigan. *Transaction of the American Fisheries Society*, 133 (1), 185–189.
- Law R. & Plank M. J. (2018). Balanced harvesting could reduce fisheries-induced evolution. *Fish and Fisheries*, 19(6), 1078-1091.
- Law R. Plank M. J. & Kolding J. (2012). On balanced exploitation of marine ecosystems: results from dynamic size spectra. *ICES Journal of Marine Science*, 69(4), 602-614.

- Lenker M. A., Weidel B. C., Jensen O. P. & Solomon C. T. (2016). Developing recreational harvest regulations for an unexploited lake trout population. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(2), 385-397.
- Lennox R. J., Alós J., Arlinghaus R., Horodysky A., Klefoth T., Monk C. T. & Cooke S. J. (2017). What makes fish vulnerable to capture by hooks? A conceptual framework and a review of key determinants. *Fish and Fisheries*, 18, 986– 1010.
- Leslie P. H. (1945). The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*, 33(3), 183- 212.
- Lester N. P., Shuter B. J. & Abrams P. A. (2004). Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1548), 1625-1631.
- Lewin W. C., Arlinghaus R. & Mehner T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14(4), 305-367.
- Lindmark M., Ohlberger J. & Gårdmark A. (2022). Optimum growth temperature declines with body size within fish species. *Global Change Biology*, 28(7), 2259-2271.
- Lorenzen K. (2022). Size-and age-dependent natural mortality in fish populations: Biology, models, implications, and a generalized length-inverse mortality paradigm. *Fisheries Research*, 255, 106454.
- Lorenzen K. & Camp E. V. (2019). Density-dependence in the life history of fishes: when is a fish recruited? *Fisheries Research*, 217, 5-10.
- Lorenzen K. & Enberg K. (2002). Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1486), 49-54.
- Lowerre-Barbieri S. K., Lowerre J. M. & Barbieri L. R. (1998). Multiple spawning and the dynamics of fish populations: inferences from an individual-based simulation model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(10), 2244-2254.
- Lucero Y. (2009). A multivariate stock-recruitment function for cohorts with sympatric subclasses: application to maternal effects in rockfish (genus *Sebastes*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(4), 557–564.
- Magnhagen C. & Heibo E. (2001). Gape size allometry in pike reflects variation between lakes in prey availability and relative body depth. *Functional Ecology*, 15(6) 754-762.

- Margenau T. L., Gilbert S. J. & Hatzenbeler G. R. (2003). Angler catch and harvest of northern pike in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 23(1), 307-312.
- Marteinsdottir G. & Steinarsson A. (1998). Maternal influence on the size and viability of Iceland cod *Gadus morhua* eggs and larvae. *Journal of fish biology*, 52(6), 1241-1258.
- Marshall D. J., Barneche D. R. & White C. R. (2021). How does spawning frequency scale with body size in marine fishes? *Fish and Fisheries*, 23(2), 316-323.
- Marshall D. J., Heppell S. S., Munch S. B. & Warner R. R. (2010). The relationship between maternal phenotype and offspring quality: do older mothers really produce the best offspring? *Ecology*, 91(10), 2862-2873.
- Matsumura S., Arlinghaus R. & Dieckmann U. (2011). Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Ecology*, 25, 711-735.
- McKenzie D., Geffroy B. & Farrell A. P. (2021). Effects of global warming on fishes and fisheries. *Journal of Fish Biology*, 98(6), 1489-1492.
- McMahon C. R. & Bradshaw C. J. (2004). Harem choice and breeding experience of female southern elephant seals influence offspring survival. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 55, 349-362.
- Miller T. J., Crowder L. B. Rice J. A. & Marschall E. A. (1988). Larval size and recruitment mechanisms in fishes: toward a conceptual framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(9), 1657-1670.
- Miranda L. E. & Muncy R. J. (1987). Recruitment of young-of-year largemouth bass in relation to size structure of parental stock. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(1), 131-137.
- Monk C. T. & Arlinghaus R. (2017). Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, spatial behaviour determines vulnerability independent of angler skill in a whole-lake reality mining experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(3), 417-428.
- Monk C. T., Bekkevold D., Klefoth T., Pagel T., Palmer M. & Arlinghaus R. (2021). The battle between harvest and natural selection creates small and shy fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(9), e2009451118.
- Morita K., Yamamoto S., Takashima Y., Matsuishi T., Kanno Y. & Nishimura K. (1999). Effect of maternal growth history on egg number and size in wild white-spotted char (*Salvelinus leucomaenis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(9), 1585-1589.

- Morgan, G. E., Giacomini, H. C., Tremblay, K. A. & Bay, N. (2019). The Lake Nipissing Bayesian Walleye Model. Technical report (135p.). Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry.
- Morson J. M., Munroe D., Harner R. & Marshall R. (2017). Evaluating the potential for a sex-balanced harvest approach in the recreational Summer Flounder fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(6), 1231-1242.
- Mosindy T. E., Momot W. T. & Colby P. J. (1987). Impact of angling on the production and yield of mature walleyes and northern pike in a small boreal lake in Ontario. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(4), 493-501.
- Murawski S. A., Rago P. J. & Trippel E. A. (2001). Impacts of demographic variation in spawning characteristics on reference points for fishery management. *ICES Journal of Marine Science*, 58(5), 1002-1014.
- Murdoch W. W. (1994). Population regulation in theory and practice. *Ecology*, 75(2), 271-287.
- Nilsson P. A. & Brönmark C. (2000). Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88(3), 539-546.
- Nilsson J., Flink H. & Tibblin P. (2019). Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology*, 88(6), 927-939.
- Nilsson G. E. & Östlund-Nilsson S. (2008). Does size matter for hypoxia tolerance in fish? *Biological Reviews*, 83(2), 173-189.
- Njiru, M., Getabu, A., Taabu, A. M., Mlaponi, E., Muhoozi, L. & Mkumbo, O. C. (2009). Managing Nile Perch using slot size: is it possible? *African Journal of Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 12, 9-14 .
- Norberg J., Swaney D. P., Dushoff J., Lin J., Casagrandi R. & Levin S. A. (2001). Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: a theoretical framework. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(20), 11376-11381.
- Nunes C., Silva A., Soares E. & Gantias K. (2011). The use of hepatic and somatic indices and histological information to characterize the reproductive dynamics of Atlantic sardine *Sardina pilchardus* from the Portuguese coast. *Marine and Coastal Fisheries*, 3(1), 127-144.
- Ohlberger J., Thackeray S. J., Winfield I. J., Maberly S. C. & Vøllestad L. A. (2014). When phenology matters: age–size truncation alters population response to trophic mismatch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1793), 20140938.

- Olin M., Tiainen J., Rask M., Vinni M., Nyberg K. & Lehtonen H. (2017). Effects of non-selective and size-selective fishing on perch populations in a small lake. *Boreal Environment Research*, 22, 137-155.
- Olson D. E. & Cunningham P. K. (1989). Sport-fisheries trends shown by an annual Minnesota fishing contest over a 58-year period. *North American Journal of Fisheries Management*, 9(3), 287-297.
- Öhlund G., Bodin M., Nilsson K. A., Öhlund S.O., Mobley K. B., Hudson A. G., ... & Englund G. (2020). Ecological speciation in European whitefish is driven by a large-gaped predator. *Evolution Letters*, 4(3), 243-256.
- Paitz, R. T., Harms, H. K., Bowden, R. M. & Janzen, F. J. (2007). Experience pays: offspring survival increases with female age. *Biology Letters*, 3(1), 44-46.
- Page K.S. & Radomski P. (2006). Compliance with sport fishery regulations in Minnesota as related to regulation awareness. *Fisheries*, 31(4), 166-178.
- Pagel T., Bekkevold D., Pohlmeier S., Wolter C. & Arlinghaus R. (2015). Thermal and maternal environments shape the value of early hatching in a natural population of a strongly cannibalistic freshwater fish. *Oecologia*, 178, 951-965.
- Parkkila K., Arlinghaus R., Artell J., Gentner B., Haider W., Aas, Ø, Barton D., Roth E. & Sipponen M. (2010). Methodologies for assessing socio-economic benefits of European inland recreational fisheries. EIFAAC Occasional Paper, No. 46 (112pp). FAO.
- Paxton C. G. M., Fletcher J. M., Hewitt D. P. & Winfield I. J. (1999). Sex ratio changes in the long-term Windermere pike and perch sampling program. *Ecology of Freshwater Fish*, 8(2), 78-84.
- Peralta-Maraver I. & Rezende E. L. (2021). Heat tolerance in ectotherms scales predictably with body size. *Nature Climate Change*, 11(1), 58-63.
- Persson L. & De Roos A. M. (2006). Food-dependent individual growth and population dynamics in fishes. *Journal of Fish Biology*, 69, 1-20.
- Pierce R. B. (2010). Long term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(2), 412- 432.
- Pierce R. B. & Tomcko C. M. (1997). Initial effects of slot length limits for northern pike in five north-central Minnesota lakes. Investigation report (25p.). Minnesota Department of Natural Resources.
- Pierce R. B. & Tomcko C. M. (1998). Angler noncompliance with slot length limits for northern pike in five small Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 18(3), 720-724.

- Pierce R. B., Tomcko C. M. & Schupp D. H. (1995). Exploitation of northern pike in seven small North-Central Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 15(3), 601–609.
- Plaza G., Katayama S. & Omori M. (2004). Spatiotemporal patterns of parturition of the black rockfish *Sebastes inermis* in Sendai Bay, northern Japan. *Fisheries science*, 70(2), 256-263.
- Post J. R., Sullivan M., Cox S., Lester N. P., Walters C. J., Parkinson E. A., Paul A. J., Jackson L. & Shuter B. J. (2002). Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries*, 27(1), 6–15.
- Powell E. N., Bochenek E. A. & DePersenaire J. (2010). Evaluation of bag-and-size-limit options in the management of summer flounder *Paralichthys dentatus*. *Fisheries research*, 105(3), 215-227.
- Raat A. J. (1988). Synopsis of biological data on the northern pike, *Esox lucius* Linneaus, 1758. Fisheries Synopsis (187p). FAO.
- Rankin D. J. & Kokko H. (2007). Do males matter? The role of males in population dynamics. *Oikos*, 116(2), 335–348.
- Reed W. J. (1980). Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics*, 36, 579–593.
- Reed W. J. (1982). Sex-selective harvesting of Pacific salmon: a theoretically optimal solution. *Ecological Modelling*, 14(3-4), 261-271.
- Richard A. (2014). Régulation densité-dépendante des juvéniles de truites *Salmo trutta* sous l'effet du repoissonnement: implications pour la gestion. Thèse de doctorat (233p), Université de Grenoble.
- Ricker W. E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11(5), 559-623.
- Roemer J. M. & Vaske J. J. (2012). Differences in reported satisfaction ratings by consumptive and nonconsumptive recreationists: A comparative analysis of three decades of research. *Proceedings of the 2010 Northeastern Recreation Research Symposium*, 9-15.
- Rouyer T., Ottersen G., Durant J. M., Hidalgo M., Hjermand D. Ø., Persson J., ... & Stenseth, N. C. (2011). Shifting dynamic forces in fish stock fluctuations triggered by age truncation? *Global Change Biology*, 17(10), 3046–3057.
- Sánchez-Hernández J., Shaw S. L., Cobo F. & Allen M. S. (2016). Influence of a minimum-length limit regulation on wild brown trout: An example of recruitment and

- growth overfishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(5), 1024–1035.
- Santos R., Astruc G., Poulet N. & Besnard A. (2022). Spatially structured freshwater fish population dynamics at the River Basin District scale: Implication for environmental management and fish conservation. *Journal of Environmental Management*, 317, 115180.
- Schroeder S. A. & Fulton D. C. (2013). Comparing catch orientation among Minnesota walleye, northern pike, and bass anglers. *Human Dimensions of Wildlife*, 18(5), 355–372.
- Scott B. E., Marteinsdottir G., Begg G. A., Wright P. J. & Kjesbu O. S. (2006). Effects of population size/age structure, condition and temporal dynamics of spawning on reproductive output in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Ecological Modelling*, 191(3–4), 383–415.
- Sharma C. M. & Borgstrøm R. (2008). Shift in density, habitat use, and diet of perch and roach: An effect of changed predation pressure after manipulation of pike. *Fisheries Research*, 91(1), 98–106.
- Snow H. E. & Beard T. D. (1972). A ten-year study of native northern pike in Bucks Lake, Wisconsin: including evaluation of an 18.0-inch size limit. Technical bulletin (24p.). Wisconsin Department of Natural Resources.
- Steen R. P. & Quinn T. P. (1999). Egg burial depth by sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*): implications for survival of embryos and natural selection on female body size. *Canadian Journal of Zoology*, 77(5), 836–841.
- Stone C. & Lott J. (2002). Use of a minimum length limit to manage walleyes in Lake Francis Case, South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(3), 975–984.
- Stubberud M. W., Vindenes Y., Vøllestad L. A., Winfield I. J., Stenseth N. C. & Langangen, Ø. (2019). Effects of size-and sex-selective harvesting: An integral projection model approach. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12556–12570.
- Sutter D. A., Suski C. D., Philipp D.P., Klefoth T., Wahl D. H., Kersten P., ... & Arlinghaus R. (2012). Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(51), 20960–20965.
- Thériault V., Garant D., Bernatchez L. & Dodson J. J. (2007). Heritability of life-history tactics and genetic correlation with body size in a natural population of brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Journal of evolutionary biology*, 20(6), 2266–2277.

- Tiainen J., Olin M., Lehtonen H., Nyberg K. & Ruuhijärvi J. (2017). The capability of harvestable slot-length limit regulation in conserving large and old northern pike (*Esox lucius*). *Boreal Environment Research*, 22, 169–186.
- Trabelsi A., Gardeur J. N., Ayadi H. & Fontaine P. (2015). Effect of spawning time on egg quality, larval morphometrics and survival of Northern pike *Esox lucius*. *Cybium: Revue Internationale d'Ichtyologie*, 39(2), 91-98.
- Trippel E. A. (1993). Relations of fecundity, maturation, and body size of lake trout, and implications for management of Northwestern Ontario lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 13(1), 64–72.
- Trippel E. A., Kraus G. & Köster F.W. (2005). Maternal and paternal influences on early life history traits and processes of Baltic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*, 303, 259-267.
- Tudorache C., Viaene P., Blust R., Vereecken H. & De Boeck G. (2008). A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of freshwater fish*, 17(2), 284-291.
- Tsuboi J. I., Morita K., Sahashi G., Kuroki M., Baba S. & Arlinghaus R. (2021). Species-specific vulnerability to angling and its size-selectivity in sympatric stream salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(10), 1470-1478.
- Urbina M. A. & Glover C.N. (2013). Relationship between fish size and metabolic rate in the oxyconforming inanga *Galaxias maculatus* reveals size-dependent strategies to withstand hypoxia. *Physiological and Biochemical Zoology*, 86(6), 740-749.
- UICN (2019). La Liste rouge des espèces menacées en France Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Liste rouge (16p). UICN.
- Uusi-Heikkilä S., Wolter C., Klefoth T. & Arlinghaus R. (2008). A behavioral perspective on fishing-induced evolution. *Trends in ecology & evolution*, 23(8), 419-421.
- Van De Berghe E.P. & Gross M.R. (1984). Female size and nest depth in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(1), 204-206.
- Van Gemert R. & Andersen K. H. (2018). Implications of late-in-life density-dependent growth for fishery size-at-entry leading to maximum sustainable yield. *ICES Journal of Marine Science*, 75(4), 1296-1305.
- Van Poorten B. T., Arlinghaus R., Daedlow K. & Haertel-Borer S. S. (2011). Social-ecological interactions, management panaceas, and the future of wild fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(30), 12554-12559.

- Vallin L. & Nissling A. (2000). Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua*: implications for stock structure effects on recruitment. *Fisheries research*, 49(1), 21-37.
- Venturelli P. A., Hyder K. & Skov C. (2017). Angler apps as a source of recreational fisheries data: opportunities, challenges and proposed standards. *Fish and fisheries*, 18 (3), 578-595.
- Venturelli P. A., Lester N. P., Marshall T. R. & Shuter B. J. (2010). Consistent patterns of maturity and density-dependent growth among populations of walleye (*Sander vitreus*): application of the growing degree-day metric. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(7), 1057-1067.
- Venturelli P. A., Shuter B. J. & Murphy C. A. (2009). Evidence for harvest-induced maternal influences on the reproductive rates of fish populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1658), 919-924.
- Vindenes Y. & Langangen Ø. (2015). Individual heterogeneity in life histories and eco-evolutionary dynamics. *Ecology letters*, 18(5), 417-432.
- Vindenes Y., Langangen Ø., Winfield I. J. & Vøllestad L. A. (2016). Fitness consequences of early life conditions and maternal size effects in a freshwater top predator. *Journal of Animal Ecology*, 85(3), 692-704.
- Wallace J. C. & Aasjord D. (1984). An investigation of the consequences of egg size for the culture of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Journal of Fish Biology*, 24(4), 427-435.
- Wilde G. R. & Pope K. L. (2004). Anglers' probabilities of catching record-size fish. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(3), 1046-1049.
- Wiegmann D. D. & Baylis J. R. (1995). Male body size and paternal behaviour in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu* (Pisces: Centrarchidae). *Animal Behaviour*, 50(6), 1543-1555.
- Wootton H. F., Audzijonyte A. & Morrongiello J. (2021). Multigenerational exposure to warming and fishing causes recruitment collapse, but size diversity and periodic cooling can aid recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(18), e2100300118.
- Wright R. M. & Shoesmith E. A. (1988). The reproductive success of pike, *Esox lucius*: aspects of fecundity, egg density and survival. *Journal of Fish Biology*, 33(4), 623-636.
- Zimmermann F. & Jørgensen C. (2017). Taking animal breeding into the wild: Regulation of fishing gear can make fish stocks evolve higher productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 563, 185-195.

ANNEXES

Tableau 19. Descriptif du nombre du jeu de données analysées pour étudier la taille moyenne des brochets capturés.

Nom de la masse d'eau	Avant		Après	
	n observations	n années	n observations	n années
Canal des étangs	15	4	20	3
Canal latéral à la Garonne	31	4	19	3
Etang d'Arboudeau	21	3	15	2
Etang de la Forge	9	3	7	2
Etang de la Garde	12	3	13	3
Etang de St-Sernin	12	3	11	4
Grand étang de la Blanche	7	3	15	3
La Charente	47	5	59	4
La Dordogne (33)	14	3	18	3
La Dordogne (46)	15	3	13	3
La Garonne (82)	3	3	4	2
La Leyre	24	3	27	4
Lac d'Agès	8	3	9	2
Lac d'Aureilhan	73	5	34	2
Lac de Bordeaux	44	3	19	3
Lac de Carcans-Hourtin	128	6	159	3
Lac de Cazaux-Sanguinet	92	7	59	3
Lac de Lacanau	160	6	191	3
Lac de Marotte	15	3	6	3
Lac de Parentis-Biscarosse	347	7	160	2
Lac de Soustons	12	3	5	2
Lac Hardy	150	6	61	2
Lac Vert	9	3	16	3
Le Lot (46)	148	5	121	4
L'Isle	13	3	30	3
Retenue de Bretagne de Marsan	27	4	22	2
Retenue de Renung	8	3	4	2

Tableau 20. Moyennes des tailles de brochets capturés par sortie de pêche.

Nom de la masse d'eau	Moyenne (\pm E.T.) avant (cm)	Moyenne (\pm E.T.) après (cm)	Différence Avant-Après (%)
Canal des étangs	46,3 (\pm 16,8)	59,9 (\pm 11,8)	29,4
Canal latéral à la Garonne	53,9 (\pm 12,8)	54,1 (\pm 9,2)	0,3
Etang d'Arboudeau	52,0 (\pm 11,7)	60,8 (\pm 18)	16,8
Etang de la Forge	45,9 (\pm 9,9)	59,3 (\pm 17,9)	29,2
Etang de la Garde	54,1 (\pm 10,6)	50,9 (\pm 9,8)	-5,8
Etang de St-Sernin	70,8 (\pm 10,6)	67,8 (\pm 22,1)	-4,1
Grand étang de la Blanche	60,6 (\pm 16,6)	58,8 (\pm 13,1)	-2,9
La Charente	65,7 (\pm 25,5)	68,0 (\pm 14,8)	3,6
La Dordogne (33)	62,1 (\pm 11,9)	70,5 (\pm 15,6)	13,6
La Dordogne (46)	66,5 (\pm 32)	63,1 (\pm 24,3)	-5,1
La Garonne (82)	94,0 (\pm 25,7)	69,3 (\pm 12,6)	-26,3
La Leyre	53,1 (\pm 18)	62,0 (\pm 15)	16,8
Lac d'Agès	49,6 (\pm 13,4)	52,8 (\pm 10,9)	6,4
Lac d'Aureilhan	63,5 (\pm 11,1)	63,6 (\pm 8,5)	0,1
Lac de Bordeaux	52,3 (\pm 17,8)	62,1 (\pm 10,1)	18,9
Lac de Carcans-Hourtin	54,0 (\pm 19,9)	62,2 (\pm 18,1)	15,2
Lac de Cazaux-Sanguinet	59,7 (\pm 22,2)	71,7 (\pm 19,6)	20,0
Lac de Lacanau	62,4 (\pm 15,3)	64,2 (\pm 14,3)	3,0
Lac de Marotte	65,4 (\pm 11,1)	70,8 (\pm 20,3)	8,3
Lac de Parentis-Biscarosse	59,4 (\pm 15,2)	64,1 (\pm 15,5)	8,0
Lac de Soustons	72,8 (\pm 18,4)	57,6 (\pm 24,9)	-20,8
Lac Hardy	62,4 (\pm 18,5)	60,4 (\pm 18,3)	-3,3
Lac Vert	46,6 (\pm 10,3)	54,1 (\pm 16,2)	16,1
Le Lot (46)	64,6 (\pm 17,4)	66,3 (\pm 14)	2,5
L'Isle	65,4 (\pm 25,1)	54,4 (\pm 14,5)	-16,7
Retenue de Bretagne de Marsan	69,6 (\pm 7,6)	68,9 (\pm 5,1)	-1,0
Retenue de Renung	65,0 (\pm 5,8)	70,0 (\pm 8,5)	7,7

Tableau 21. Résultats des tests de Mann-Whitney et de Spearman destinés à détecter une différence significative de taille moyenne des brochets capturés à chaque sortie de pêche dans différentes masses d'eau.

Nom de la masse d'eau	Test de Man-Whitney		Tes de Spearman	
	U	P	rs	P
Canal des étangs	76,5	0,015	0,19	0,505
Canal latéral à la Garonne	295	1,000	0,11	0,548
Etang d'Arboudeau	106	0,101	0,59	0,005
Etang de la Forge	17,5	0,152	0,04	0,909
Etang de la Garde	86	0,682	-0,20	0,531
Etang de St-Sernin	69,5	0,853	-0,13	0,690
Grand étang de la Blanche	56	0,832	0,26	0,571
La Charente	1259	0,419	-0,02	0,895
La Dordogne (33)	92	0,203	0,17	0,554
La Dordogne (46)	102,5	0,836	0,29	0,296
La Garonne (82)	9	0,400	0,50	1,000
La Leyre	220,5	0,052	-0,16	0,465
Lac d'Agès	30,5	0,629	-0,45	0,268
Lac d'Aureilhan	1336,5	0,524	-0,12	0,319
Lac de Bordeaux	285	0,047	0,39	0,008
Lac de Carcans-Hourtin	8043	0,002	0,05	0,585
Lac de Cazaux-Sanguinet	1837,5	0,001	-0,21	0,044
Lac de Lacanau	13786,5	0,115	-0,09	0,253
Lac de Marotte	34	0,413	-0,05	0,848
Lac de Parentis-Biscarosse	22599,5	0,001	-0,03	0,538
Lac de Soustons	41	0,268	0,59	0,043
Lac Hardy	4813	0,502	0,00	0,997
Lac Vert	54	0,313	-0,40	0,282
Le Lot (46)	8434	0,413	-0,05	0,520
L'Isle	237	0,272	-0,24	0,438
Retenue de Bretagne de Marsan	311	0,786	-0,21	0,287
Retenue de Renung	11	0,441	0,19	0,652

Tableau 22. Descriptif du nombre du jeu de données analysées pour étudier la taille des 10 plus gros brochets capturés.

Nom de la masse d'eau	Avant		Après	
	n observations	n années	n observations	n années
Canal des étangs	15	4	18	3
Canal latéral à la Garonne	24	4	19	3
Etang d'Arboudeau	19	3	14	2
Etang de la Forge	9	3	7	2
Etang de la Garde	12	3	13	3
Etang de St-Sernin	12	3	11	4
Grand étang de la Blanche	7	3	15	3
La Charente	33	5	32	4
La Dordogne (33)	14	3	18	3
La Dordogne (46)	15	3	13	3
La Garonne (82)	3	3	4	2
La Leyre	24	3	22	4
Lac d'Agès	8	3	9	2
Lac d'Aureilhan	42	5	18	2
Lac de Bordeaux	25	3	18	3
Lac de Carcans-Hourtin	43	6	30	3
Lac de Cazaux-Sanguinet	42	7	24	3
Lac de Lacanau	35	6	30	3
Lac de Marotte	15	3	6	3
Lac de Parentis-Biscarosse	49	7	20	2
Lac de Soustons	12	3	5	2
Lac Hardy	44	6	20	2
Lac Vert	9	3	16	3
Le Lot (46)	36	5	40	4
L'Isle	13	3	25	3
Retenue de Bretagne de Marsan	25	4	19	2
Retenue de Renung	8	3	4	2

Tableau 23. Moyennes des tailles des 10 plus gros brochets capturés par sortie de pêche.

Nom de la masse d'eau	Moyenne (\pm E.T.) avant (cm)	Moyenne (\pm E.T.) après (cm)	Différence Avant-Après (%)
Canal des étangs	46,3 (\pm 16,8)	67,6 (\pm 10,4)	46,1
Canal latéral à la Garonne	58,5 (\pm 12,7)	54,6 (\pm 9,3)	-6,6
Etang d'Arboudeau	53,7 (\pm 11,9)	63,1 (\pm 17,4)	17,6
Etang de la Forge	50,8 (\pm 9)	63,4 (\pm 19)	24,9
Etang de la Garde	54,5 (\pm 10,3)	51,5 (\pm 10,4)	-5,6
Etang de St-Sernin	71,8 (\pm 10,6)	68,1 (\pm 22,1)	-5,1
Grand étang de la Blanche	60,7 (\pm 16,5)	59,5 (\pm 12,9)	-2,1
La Charente	78,8 (\pm 18,5)	78,9 (\pm 11,2)	0,2
La Dordogne (33)	62,1 (\pm 11,9)	71 (\pm 15,7)	14,4
La Dordogne (46)	66,5 (\pm 32)	64,4 (\pm 23,9)	-3,1
La Garonne (82)	94 (\pm 25,7)	69,3 (\pm 12,6)	-26,3
La Leyre	53,6 (\pm 18,1)	69,1 (\pm 13,6)	28,8
Lac d'Agès	49,6 (\pm 13,4)	52,8 (\pm 10,9)	6,4
Lac d'Aureilhan	70,5 (\pm 8,3)	69,1 (\pm 11,1)	-2
Lac de Bordeaux	65,8 (\pm 10,1)	63,1 (\pm 9,8)	-4,2
Lac de Carcans-Hourtin	74 (\pm 16,6)	91,3 (\pm 13,1)	23,5
Lac de Cazaux-Sanguinet	78,9 (\pm 18)	89,7 (\pm 16,3)	13,6
Lac de Lacanau	82,3 (\pm 18,3)	91,4 (\pm 8,8)	11,1
Lac de Marotte	65,7 (\pm 10,9)	70,8 (\pm 20,3)	7,8
Lac de Parentis-Biscarosse	90,2 (\pm 16)	101,2 (\pm 4,8)	12,2
Lac de Soustons	72,8 (\pm 18,4)	57,6 (\pm 24,9)	-20,8
Lac Hardy	83,3 (\pm 15,9)	82,3 (\pm 13,2)	-1,3
Lac Vert	48 (\pm 8,8)	54,8 (\pm 16,1)	14,2
Le Lot (46)	88,3 (\pm 8,1)	80,8 (\pm 10,1)	-8,5
L'Isle	65,5 (\pm 25,1)	57,9 (\pm 13,4)	-11,5
Retenue de Bretagne de Marsan	72,2 (\pm 6,9)	69,9 (\pm 4,9)	-3,1
Retenue de Renung	65,9 (\pm 5,4)	73,4 (\pm 10,1)	11,4

Tableau 24. Résultats des tests de Mann-Whitney et de Spearman destinés à détecter une différence significative de taille moyenne des 10 plus gros brochets capturés à chaque sortie de pêche dans différentes masses d'eau.

Nom de la masse d'eau	Test de Man-Whitney		Tes de Spearman	
	U	P	rs	P
Canal des étangs	60	0,007	0,09	0,8
Canal latéral à la Garonne	276,5	0,239	0,64	0,04
Etang d'Arboudeau	83	0,071	0,29	0,41
Etang de la Forge	17,5	0,152	0,04	0,91
Etang de la Garde	86	0,682	-0,36	0,31
Etang de St-Sernin	69,5	0,853	-0,03	0,94
Grand étang de la Blanche	56	0,832	0,26	0,57
La Charente	496	0,679	0,03	0,93
La Dordogne (33)	92	0,203	0,42	0,23
La Dordogne (46)	102,5	0,836	0,79	< 0,01
La Garonne (82)	9	0,4	0,5	0,99
La Leyre	147,5	0,011	-0,41	0,23
Lac d'Agès	30,5	0,629	-0,45	0,27
Lac d'Aureilhan	425	0,452	0,2	0,57
Lac de Bordeaux	246	0,613	0,5	0,14
Lac de Carcans-Hourtin	323	0,001	0,27	0,46
Lac de Cazaux-Sanguinet	323	0,016	0,32	0,36
Lac de Lacanau	527,5	0,979	-0,13	0,73
Lac de Marotte	34	0,413	-0,03	0,93
Lac de Parentis-Biscarosse	332	0,037	0,33	0,35
Lac de Soustons	41	0,268	0,56	0,09
Lac Hardy	506	0,77	-0,01	0,98
Lac Vert	54	0,313	-0,4	0,28
Le Lot (46)	976,5	0,008	-0,59	0,07
L'Isle	181	0,579	-0,45	0,19
Retenue de Bretagne de Marsan	243,5	0,896	-0,31	0,38
Retenue de Renung	11	0,441	0,19	0,65

Tableau 25. Résultats des tests de Mann-Whitney réalisés pour l'analyse Avec-Sans sur les données de taille moyenne collectées en cours d'eau

Largeur du cours d'eau	2020		2021		2022	
	U	P	U	P	U	P
< 7,5 m	243	0,14	75	0,77	23	0,67
[7,5-15 m[nd	nd	2	0,99	nd	nd
[15-30 m[133	0,7	179	0,59	152	<0,01
[30-90 m[27	0,99	46	0,8	138	0,33
≥ 90 m	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Tableau 26. Description des données utilisées pour l'analyse Avec-Sans sur les données de taille moyenne collectées en cours d'eau

Largeur du cours d'eau	2020				2021				2022			
	TMinC		FDC		TMinC		FDC		TMinC		FDC	
	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n
< 7,5 m	57,8 (± 21,2)	19	52,2 (± 17,6)	34	61,3 (± 22,9)	6	60,3 (± 13,7)	23	72,7 (± 22,5)	6	62,1 (± 24,9)	9
[7,5-15 m[54,8 (± 22,7)	4			66,5 (± 9,19)	2	67,5 (± 17,7)	2			75,5 (± 2,12)	2
[15-30 m[54,1 (± 12,3)	49	54,8 (± 17,8)	6	62,3 (± 16,5)	19	63,9 (± 20,1)	17	69,5 (± 19,1)	30	54,6 (± 13,6)	19
[30-90 m[60 (± 35,4)	2	64,8 (± 18,8)	27	65 (± 10,4)	3	63 (± 15)	34	57,2 (± 17,3)	8	62,7 (± 14,8)	28
≥ 90 m			65,1 (± 13,7)	48			68,2 (± 15,9)	56			64,3 (± 17,3)	43

Tableau 27. Résultats des tests de Mann-Whitney réalisés pour l'analyse Avec-Sans sur les données de taille moyenne collectées en plans d'eau

Superficie du plan d'eau	2020		2021		2022	
	U	P	U	P	U	P
< 10 ha	172	0,16	502	<0,01	160	0,34
[10-30 ha[70	0,11	306	0,7	189	0,09
[30-120 ha[52	0,23	172	0,72	80	0,67
[120-600 m[56	0,59	139	0,62	267	0,36
≥ 600 m	7410	0,88				

Tableau 28. Description des données utilisées pour l'analyse Avec-Sans sur les données de taille moyenne collectées en plans d'eau

Superficie du plan d'eau	2020				2021				2022			
	TMinC		FDC		TMinC		FDC		TMinC		FDC	
	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n	moyenne (± E.T., cm)	n
< 10 ha	48,4 (± 11,9)	9	58 (± 19,9)	29	43,9 (± 15,3)	12	59,9 (± 15,3)	56	54,4 (± 14,8)	11	58,8 (± 12,9)	24
[10-30 ha[64 (± 16,3)	67	52,8 (± 4,8)	4	59,8 (± 12,9)	9	61,1 (± 16,9)	63	55,1 (± 11,6)	8	62,2 (± 15,8)	34
[30-120 ha[49,8 (± 12,91)	11	55,6 (± 10,2)	7	54,8 (± 14,8)	16	54,6 (± 13,8)	20	60,8 (± 17,9)	9	64,7 (± 17,4)	16
[120-600 m[66 (± 17,3)	22	61,2 (± 11,9)	6	58,6 (± 18,7)	10	61,6 (± 12,6)	25	65,8 (± 27,3)	13	66,8 (± 13,7)	35
≥ 600 m	61,5 (± 16,9)	102	60,7 (± 15,4)	147			66,6 (± 16,9)	258			64,1 (± 16,3)	164

Tableau 29. Résultats des tests de Mann-Whitney réalisés pour l'analyse Avec-Sans sur les données de taille moyenne collectées en canaux

Année	U	P	TMinC		FDC	
			moyenne (\pm E.T., cm)	n	moyenne (\pm E.T., cm)	n
2020	112	0,44	51,2 (\pm 12,9)	9	55,6 (\pm 10,3)	2
2021	132	0,12	50,8 (\pm 14,4)	13	43,3 (\pm 15,8)	29
2022	0	0,33	82 (\pm NA)	1	64 (\pm 10,4)	5