

Qu'est-ce que la normalisation des PUE et pourquoi est-elle importante pour l'évaluation des stocks ?

Nicholas D. Ducharme-Barth^{1*}

*L'indice d'abondance est un élément essentiel dans tout modèle d'évaluation des stocks, car il nous renseigne sur l'évolution de la population au fil du temps. En combinant l'indice d'abondance et les prélèvements historiques liés à la pêche (parfois appelés « prises » ou « débarquements »), les scientifiques peuvent estimer le potentiel reproducteur des stocks (ou « biomasse féconde »). Tous ces éléments sous-tendent la gestion durable des ressources halieutiques. Dans le présent article, nous évaluons une nouvelle méthode de normalisation des prises par unité d'effort (PUE) en prenant l'exemple de la bonite (*Katsuwonus pelamis*) dans le Pacifique occidental et central.*

Comment établit-on un indice d'abondance ?

La méthode idéale pour établir un indice d'abondance consiste à utiliser des données issues d'études indépendantes des pêcheries, telles que celles réalisées en mer à bord de navires de recherche. De conception scientifique, ces études permettent d'échantillonner de manière représentative l'ensemble de l'aire de répartition de la population concernée (on parle généralement d'échantillonnage aléatoire), à l'aide d'une méthodologie constante d'année en année dans le cadre d'une procédure normalisée. Ainsi, une variation annuelle de l'indice établi (l'indice d'abondance) peut être interprétée comme le signal d'une variation directement proportionnelle de la population sous-jacente. L'étude *Eastern Bering Sea Continental Shelf Bottom Trawl Survey of Groundfish and Invertebrate Resources* réalisée par le Service des pêches de l'Administration nationale des océans et de l'atmosphère des États-Unis offre un bon exemple d'étude indépendante des pêcheries. Des échantillons sont recueillis sur 356 stations uniformément réparties sur le plateau continental situé dans la partie orientale de la mer de Béring au large des côtes de l'Alaska depuis 1982 (à l'exclusion de 2020, pour cause de COVID-19). Outre qu'elle nous renseigne sur l'abondance d'espèces de poissons de fond et de crustacés d'importance commerciale dans une grande partie de leur aire de répartition, cette étude cruciale permet aussi de prélever des échantillons biologiques et de déterminer la taille, l'âge et le contenu stomacal de ces espèces.

Bien que les données indépendantes des pêcheries soient optimales pour évaluer les stocks, leur collecte est coûteuse et difficile à mettre en place sur de grandes superficies. Dans le Pacifique, il n'existe aucune étude indépendante des pêcheries à grande échelle consacrée aux grands migrateurs tels que les thonidés et les poissons à rostre. Seules quelques espèces plus sédentaires en font l'objet, comme les vivaneaux profonds à Hawaï (Ault *et al.* 2018) et le hoki, le merlu et la lingue en Nouvelle-Zélande (Marsh *et al.* 2018).

Bien souvent, ce type d'étude n'est pas réalisable pour des raisons de coûts et de logistique ; il faut alors utiliser des données de prise par unité d'effort (PUE), dépendantes des pêcheries, pour établir un indice d'abondance aux fins de l'évaluation des stocks. D'une manière générale, les données de PUE sont déjà recueillies dans le cours normal des opérations de pêche et consignées dans les journaux de bord ou les rapports des observateurs. Elles offrent donc une alternative peu coûteuse et commode aux données indépendantes des pêcheries. La moyenne des PUE dépendantes des pêcheries de chaque année permet d'établir un indice d'abondance annuel, ou « indice nominal ».

Développement de l'effort et hyperstabilité

Contrairement à l'indice d'abondance obtenu au moyen de données indépendantes des pêcheries, l'indice nominal calculé à partir des PUE dépendantes des pêcheries ne varie pas théoriquement de manière directement proportionnelle à l'abondance. Ceci s'explique par plusieurs facteurs, dont deux sont examinés plus en détail ci-après. Premièrement, il arrive que les pêcheurs changent de matériel d'une année à l'autre pour gagner en efficacité. Un meilleur sonar, par exemple, peut permettre de mieux cibler les bancs de poissons et de pêcher autant en déployant un effort moindre que les années précédentes, indépendamment de l'abondance. Cette efficacité accrue ou « développement de l'effort » peut induire une augmentation des PUE nominales entrant dans le calcul de l'indice. Le fait que les pêcheurs pêchent mieux avec un effort moindre ne signifie pas forcément que l'abondance de la population sous-jacente ait augmenté. Dans certaines pêcheries, on estime que le développement de l'effort accroît l'efficacité de la pêche d'au moins 1 à 6 % par an, selon la durée de la période considérée (Palomares and Pauly 2019). Ces pourcentages peuvent paraître modestes, mais ils s'additionnent avec le temps. Par « développement de l'effort », on entend généralement l'augmentation progressive de l'efficacité de l'effort de pêche (d'une flottille ou d'un navire) grâce au perfectionnement des engins

¹ NOAA National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Science Center, 1845 Wasp Boulevard, Building 176, Honolulu, Hawaii, USA 96818. Courriel : nicholas.ducharme-barth@noaa.gov

* Ancien Chargé de recherche halieutique (évaluation des stocks), Programme pêche hauturière, Division pêche, aquaculture et écosystèmes marins, CPS

utilisés, aux progrès technologiques et/ou à l'acquisition de connaissances par les pêcheurs. Il arrive que, sous l'effet de cette augmentation, les PUE nominales restent stables dans le temps même lorsque le stock sous-jacent diminue. On parle alors d'« hyperstabilité ».

Deuxièmement, les pêcheurs choisissent leurs lieux de pêche en fonction de la répartition des stocks ciblés. Les poissons ne sont pas distribués de manière uniforme dans l'océan ; la densité des populations varie d'une zone à l'autre. Les pêcheurs privilégient naturellement les zones offrant des taux de capture élevés, en général celles plus riches en poissons. Contrairement aux résultats d'un échantillonnage *aléatoire* effectué dans le cadre d'une étude scientifique, les données dépendantes des pêcheries procèdent souvent d'une pêche ciblée. On parle alors d'échantillonnage *préférentiel*. Si un pêcheur cible une zone à forte densité de poissons pendant un an, puis déplace son effort vers une zone à plus faible densité l'année suivante, ses taux de capture devraient diminuer. Cette réduction pourrait se traduire par une baisse des PUE nominales, mais ne signifie pas forcément que l'abondance globale de la population ait diminué.

L'emploi direct des PUE nominales comme indice d'abondance dans l'évaluation d'un stock peut induire un biais dans les estimations de l'état du stock concerné. Si les PUE nominales restent stables ou évoluent (diminuent) plus lentement que l'abondance « réelle » de la population (hyperstabilité), l'évaluation des stocks sera trop optimiste et pourra conduire les gestionnaires à ne pas prendre les décisions qui s'imposent pour éviter que les stocks concernés ne soient surexploités ou en état de surpêche. Si les PUE nominales évoluent (diminuent) plus rapidement que l'abondance « réelle » de la population (hyperdéplétion), l'évaluation des stocks sera trop pessimiste et pourra conduire les gestionnaires à prendre des décisions restreignant inutilement l'effort ou les prises. L'hyperdéplétion peut résulter d'une diminution de l'efficacité des engins de pêche au fil du temps, lorsque par exemple le poisson apprend à les esquiver ou que des modifications collectives interviennent dans le comportement de la population ciblée.

Normaliser les indices de PUE

Dans la mesure où les indices établis à partir des PUE nominales dépendantes des pêcheries ne rendent pas toujours compte de manière précise de l'abondance de la population sous-jacente, il est important de « normaliser » ces indices avant de les utiliser pour évaluer les stocks. Le processus de normalisation des PUE tient compte du fait que les pratiques de pêche peuvent varier dans le temps et selon les pêcheurs, et que ces différences peuvent influencer sur les taux de capture, indépendamment de l'abondance des poissons. La normalisation des PUE vise à prendre ces différences en considération en intégrant des variables dont on sait qu'elles peuvent influencer les taux de capture, en dehors de l'abondance, en tant que covariables dans un modèle statistique. Le but consiste, à l'aide de ce modèle, à éliminer les effets de ces variables sur les PUE, de sorte que, une fois *normalisé*, l'indice nominal dépendant des pêcheries présente une meilleure corrélation avec l'abondance des populations sous-jacentes.

Depuis des années, des recherches considérables sont consacrées à la normalisation des PUE et, en particulier, aux variations spatiales des taux de prises et à la modélisation des zones non pêchées (Campbell 2015 ; Walters 2003). Si une zone n'est pas pêchée, on ne sait pas comment l'abondance de la population qui l'habite évolue. Exclure les zones « inexploitées » du processus de normalisation revient à supposer de manière implicite que l'abondance y est égale à la moyenne des zones pêchées. Cette hypothèse pourrait être acceptable si les pêcheurs pêchaient de manière aléatoire sans tenir compte de la densité des poissons. Or, comme indiqué plus haut, les pêcheurs vont généralement là où se trouve le poisson. Fonder l'analyse de données dépendantes des pêcheries sur une telle hypothèse pourrait donc induire une hyperstabilité de l'indice d'abondance.

Évaluation des approches spatio-temporelles de modélisation : l'exemple de la bonite dans le Pacifique

Depuis quelque temps, les approches spatio-temporelles ont pris le pas sur les modèles statistiques traditionnels en matière de normalisation des PUE. Les modèles spatio-temporels tiennent explicitement compte des relations spatiales et temporelles dans les données, partant de l'idée que « les choses proches présentent des liens plus étroits que les choses éloignées » dans l'espace et dans le temps (Tobler 1970). Ces modèles ont fait la preuve de leur supériorité sur les modèles statistiques traditionnels (Grüss *et al.* 2019) et sont capables de rendre compte des variations spatiales des taux de prises. Par ailleurs, la modélisation explicite des relations spatio-temporelles dans les données permet aux scientifiques de déduire de manière plus fiable les taux de capture qui correspondraient aux zones non pêchées lorsqu'ils établissent un indice de PUE normalisé. Cependant, les modèles spatio-temporels présupposent que les données proviennent d'un échantillonnage *aléatoire*, ce qui n'est généralement pas le cas lorsque les données sont dépendantes des pêcheries.

Dans l'étude que nous avons récemment publiée (Ducharme-Barth *et al.* 2022), nous avons cherché à évaluer la performance des modèles spatio-temporels lorsque les hypothèses de base ne sont pas respectées, comme c'est le cas quand on normalise les PUE dépendantes des pêcheries. Nous voulions également déterminer comment les modèles spatio-temporels répondaient à des modifications du lieu de pêche dans le temps et intégraient le développement de l'effort. Nous avons utilisé un cadre de simulation afin de pouvoir comparer les indices d'abondance normalisés que nous avons estimés et la population « réelle » simulée. Notre simulation visait à reproduire la pêche à la bonite² (*Katsuwonus pelamis*) pratiquée par les canneurs japonais dans le Pacifique occidental et central. Nous avons utilisé des données de sortie du modèle de simulation spatiale de l'écosystème et de la dynamique des populations (SEAPODYM) pour la bonite (Lehodey *et al.* 2008 ; Senina *et al.* 2020) comme simulation réaliste de la population « effective » (figure 1). Nous avons ensuite « pêché » cette population dans différents lieux de pêche correspondant à nos scénarios et avons utilisé

² Voir : <https://www.youtube.com/watch?v=i5mMI8t7vV0>

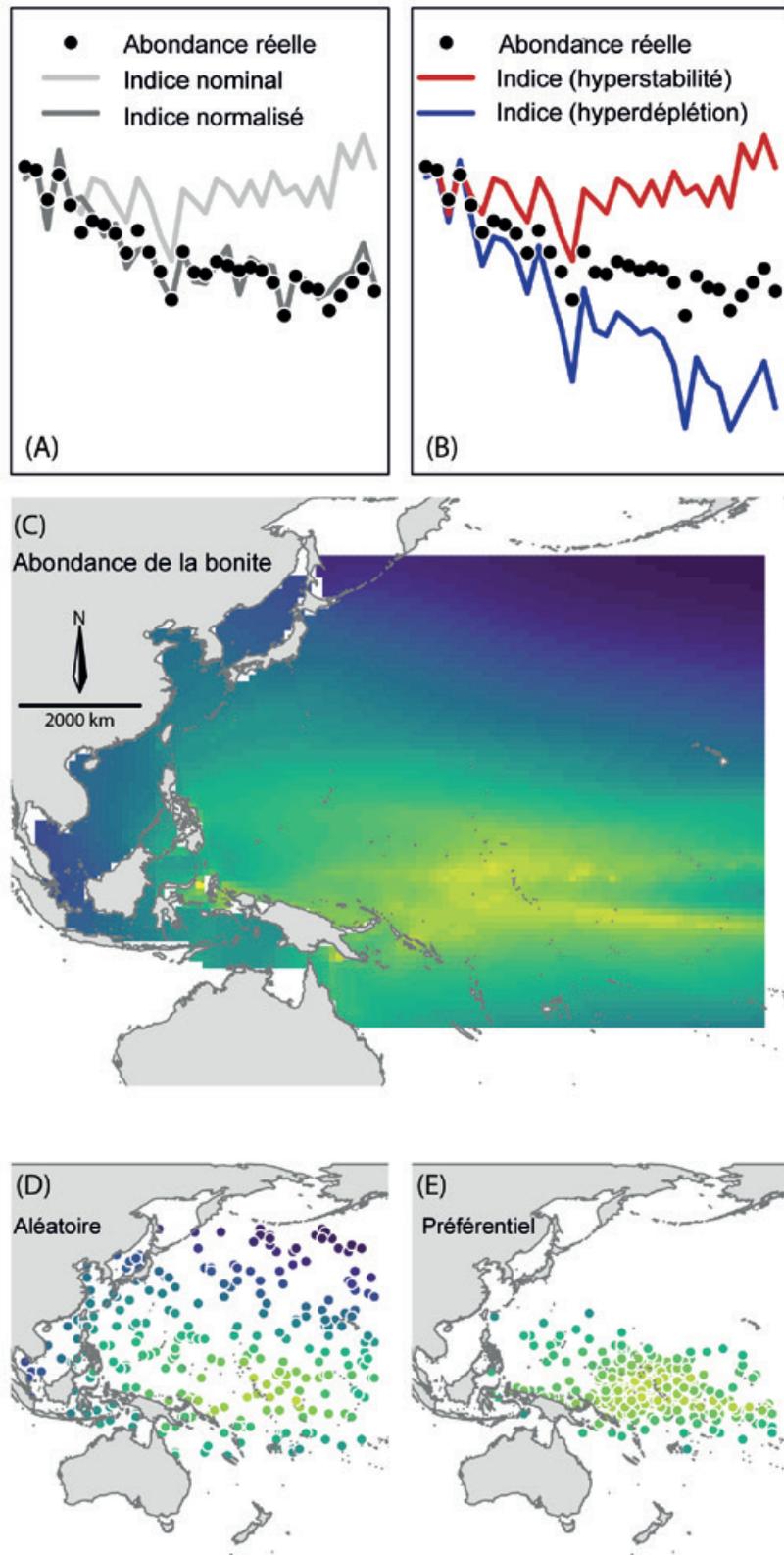


Figure 1. Planche A) Séries chronologiques simulées de l'abondance (points noirs), illustrant l'indice établi à partir des PUE nominales (en gris clair) et l'indice normalisé des PUE (en gris foncé). Planche B) Séries chronologiques simulées de l'abondance avec un exemple d'indice hyperstable établi à partir des PUE nominales (en rouge) et un indice d'hyperdéplétion établi à partir des PUE nominales (en bleu). Planche C) Simulation de la répartition de l'abondance de bonite dans le Pacifique occidental et central réalisée à l'aide du modèle SEAPODYM. Les couleurs foncées indiquent les zones de faible abondance, et les couleurs claires indiquent les zones de forte abondance. Planche D) Exemple d'échantillonnage spatial aléatoire. Tous les lieux présentent la même probabilité d'être échantillonnés, y compris les zones de faible abondance (couleurs foncées). Planche E) Exemple d'échantillonnage spatial préférentiel. Les zones de forte abondance (couleurs claires) présentent une plus forte probabilité d'être échantillonnées, d'où le nombre réduit d'échantillons situés en périphérie de l'aire de répartition de la population.

les types d'échantillonnage *aléatoire* et *préférentiel*. Enfin, nous avons ajusté les modèles spatiotemporels de normalisation des PUE à nos données de simulation halieutique afin d'estimer les indices d'abondance et de déterminer le niveau d'erreur et les biais présents dans nos indices estimés pour chaque scénario.

La bonite nous a semblé constituer un bon sujet d'étude en raison de son importance culturelle et économique en Océanie – la valeur totale des prises de bonite dans le Pacifique occidental et central en 2020 a été chiffrée à environ 2 milliards de dollars É.-U. (Williams and Ruaia 2021) –, mais aussi pour les défis singuliers que présente l'évaluation de cette espèce. La pêche à la bonite se pratique sur une immense étendue du Pacifique occidental et central allant de la mer de Tasman au sud à l'extension du courant de Kuroshio au large du Japon, jusque dans la zone tropicale du Pacifique oriental. Cette superficie considérable complique la réalisation d'une étude indépendante des pêcheries tant sur le plan financier que logistique. C'est la raison pour laquelle l'indice d'abondance utilisé aux fins de l'évaluation des stocks de bonite repose exclusivement sur des données dépendantes des pêcheries. Malheureusement, les deux principales sources dépendantes des pêcheries, à savoir la pêche à la canne et la pêche à la senne en zone tropicale, présentent des lacunes ; les variations des indices risquent donc de ne pas être proportionnelles à l'abondance des populations de bonite. Par le passé, la bonite était essentiellement capturée par les canneurs et la flottille de canneurs japonais opérait sur une vaste étendue de la zone étudiée. Ces données historiques ont servi de base au calcul de l'indice d'abondance utilisé dans l'évaluation des stocks. Or, la superficie de cette pêcherie s'est nettement réduite et ne permet plus d'échantillonner toute la zone de répartition de la bonite. Ces derniers temps, la bonite est essentiellement pêchée par des senneurs industriels, qui opèrent surtout dans les eaux tropicales situées de part et d'autre de l'équateur. L'étendue géographique de la zone d'activité des senneurs est également restreinte, même si la principale difficulté que présente cette pêcherie consiste davantage à rendre dûment compte du développement de l'effort, dont le taux a récemment été estimé à un niveau situé entre 3 et 6 % (Vidal *et al.* 2021). S'il est possible que les données des canneurs japonais reflètent également les effets du développement de l'effort, on dispose d'informations plus fournies sur les changements intervenus dans les engins et technologies utilisés par les senneurs, ce qui permet de comptabiliser en partie le développement de l'effort dans les modèles de normalisation.

Conclusions et considérations

Nos recherches montrent que les modèles spatiotemporels permettent d'intégrer les changements survenus dans la répartition spatiale de la pêche à condition qu'ils ne s'écartent pas trop de la répartition de la population sous-jacente. Ils sont également capables de rendre compte simultanément des variations mineures de la répartition spatiale de la pêche et du développement de l'effort, dès lors que tous les facteurs qui y contribuent sont insérés dans les modèles. Toutefois, nos résultats ont confirmé que, dans presque tous les cas, l'échantillonnage *aléatoire*, effectué dans le cadre d'une étude indépendante des pêcheries, était aussi performant, voire plus, que les différents scénarios dépendants des pêcheries.

Quelles conclusions tirer de tous ces résultats, en particulier pour les futures évaluations des stocks de bonite dans le Pacifique occidental et central ? Il est toujours important de vérifier comment les données ont été recueillies afin de déterminer si elles peuvent être utilisées pour établir un indice d'abondance aux fins de l'évaluation des stocks. Si vous parvenez à intégrer dans votre modèle de normalisation tous les facteurs à l'origine du développement de l'effort et d'autres changements dans l'efficacité de la pêche, vous réussirez peut-être à créer un indice d'abondance viable. Cela étant, il est difficile d'intégrer les modifications de l'échantillonnage spatial dans un modèle de normalisation, en particulier lorsqu'elles interviennent à grande échelle. L'application de techniques de modélisation plus avancées aux données dépendantes des pêcheries ne saurait se substituer à l'élaboration d'un indice fondé sur des données recueillies dans le cadre d'un échantillonnage indépendant des pêcheries bien conçu. En ce qui concerne la bonite du Pacifique occidental et central, il est urgent de commencer à explorer d'autres pistes, dans la mesure où les canneurs japonais n'échantillonnent plus de manière suffisante l'aire de répartition de l'espèce, et que le développement de l'effort des senneurs est difficile à modéliser. Il faut donc poursuivre le travail avec les acteurs du secteur pour déterminer les facteurs à l'origine du développement de l'effort (Wichman and Vidal 2021), et recueillir les données nécessaires pour modéliser efficacement ces changements dans le processus de normalisation. Pour ce faire, il conviendra également d'explorer les technologies émergentes, telles que l'analyse génétique ou encore le marquage-recapture d'individus apparentés, et d'investir dans ces secteurs (Bravington *et al.* 2016), sans oublier les données acoustiques recueillies via des plateformes autonomes (De Robertis *et al.* 2021), afin de disposer de données indépendantes des pêcheries qui peuvent être utilisées pour suivre de manière fiable l'abondance. Toutefois, les contraintes liées aux coûts et à la logistique risquent de perdurer à de telles échelles.

L'étude complète (Ducharme-Barth *et al.* 2022) est disponible en libre accès à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106169>. Les résultats et conclusions scientifiques exposés dans le présent article, ainsi que les vues et opinions qui y sont exprimées, sont ceux de l'auteur et ne reflètent pas nécessairement ceux de l'Administration nationale des océans et de l'atmosphère des États-Unis, du ministère du Commerce des États-Unis ou de la Communauté du Pacifique.

Bibliographie

- Ault J.S., Smith S.G., Richards B.L., Yau A.J., Langseth B.J., O'Malle, J.M., Boggs C.H., Seki M.P. and DiNardo G.T. 2018. Towards fishery-independent biomass estimation for Hawaiian Islands deepwater snappers. *Fisheries Research* 208:321–328. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.08.012>
- Bravington M.V., Grewe P.M. and Davies C.R. 2016. Absolute abundance of southern bluefin tuna estimated by close-kin mark-recapture. *Nature Communications* 7(1). <https://doi.org/10.1038/ncomms13162>

- Campbell R.A. 2015. Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts. *Fisheries Research* 161:109–130. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.07.004>
- Conner J. and Lauth R.R. 2017. Results of the 2016 eastern Bering Sea continental shelf bottom trawl survey of groundfish and invertebrate resources. Washington, DC: US Department of Commerce. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/14324>
- De Robertis A., Levine M., Lauffenburger N., Honkalehto T., Ianelli J., Monnahan C.C., Towler R., Jones D., Stienesen S., McKelvey D. and Godø O.R. 2021. Uncrewed surface vehicle (USV) survey of walleye pollock, *Gadus chalcogrammus*, in response to the cancellation of ship-based surveys. *ICES Journal of Marine Science* 78(8): 2797–2808. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab155>
- Ducharme-Barth N.D., Grüss A., Vincent M.T., Kiyofuji H., Aoki Y., Pilling G., Hampton J. and Thorson J.T. 2022. Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardisation: A simulation study and fishery application. *Fisheries Research* 246. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106169>
- Grüss A., Walter J.F., Babcock E.A., Forrester, F.C., Thorson J.T., Laretta M.V. and Schirrip M.J. 2019. Evaluation of the impacts of different treatments of spatio-temporal variation in catch-per-unit-effort standardisation models. *Fisheries Research* 213:75–93. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.01.008>
- Lehodey P., Senina I. and Murtugudde R. 2008. A spatial ecosystem and populations dynamics model (SEAPO-DYM) – Modeling of tuna and tuna-like populations. *Progress in Oceanography* 78(4): 304–318. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.06.004>
- Marsh C., McKenzie A., Francis R.I.C.C. and Doonan I. 2018. Evaluating the effects of changes in the frequency of research trawl surveys and age sampling on the hoki, hake, and ling stock assessments. New Zealand Fisheries Assessment Report 2018/43. Wellington, New Zealand: Ministry for Primary Industries. <https://fs.fish.govt.nz/Doc/24641/FAR-2018-43-Frequency-of-trawl-surveys.pdf.ashx>
- Palomares M.L.D. and Pauly D. 2019. On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecology and Society* 24(3). <https://doi.org/10.5751/es-11136-240331>
- Senina I., Lehodey P., Sibert J. and Hampton J. 2020. Integrating tagging and fisheries data into a spatial population dynamics model to improve its predictive skills. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77(3):576–593. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0470>
- Tobler W.R. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46:234–240. <https://doi.org/10.2307/143141>
- Vidal T., Wichman M., Hamer P., Pilling G. and PNAO. 2021. Effort creep within the WCPO purse-seine fishery. Information paper for the Scientific Committee Seventeenth Regular Session (online meeting), 11–19 August 2021. <https://meetings.wcpfc.int/node/12591>
- Walters C. 2003. Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(12):1433–1436. <https://doi.org/10.1139/f03-152>
- Wichman M. and Vidal T. 2021. Incorporating industry knowledge to understand purse seine effort creep and evolution of fishing strategies in the WCPO. <https://meetings.wcpfc.int/node/12592>
- Williams P. and Ruaia T. 2021. Overview of tuna fisheries in the western and central Pacific Ocean, including economic conditions – 2020. Information paper for the Scientific Committee Seventeenth Regular Session (online meeting), 11–19 August 2021. (WCPFC-SC17-2021/GN-IP-1). <https://meetings.wcpfc.int/index.php/node/12527>