



La présence d'îles flottantes végétalisées a-t-elle un effet attractif sur les populations de poissons à l'échelle d'une baie ?

Chaussinand Maxime, Arthur Blanluet, Jean-Marc Baudoin, Chloé Goulon, Clément Rautureau, Quentin Salmon, Jean Guillard

► To cite this version:

Chaussinand Maxime, Arthur Blanluet, Jean-Marc Baudoin, Chloé Goulon, Clément Rautureau, et al.. La présence d'îles flottantes végétalisées a-t-elle un effet attractif sur les populations de poissons à l'échelle d'une baie ?. OFB, Office Français de la Biodiversité; CARRTEL; ECLA; INRAE; USMB. 2022. <hal-04684287>

HAL Id: hal-04684287

<https://hal.science/hal-04684287v1>

Submitted on 2 Sep 2024

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

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



HAL Authorization



La présence d'îles flottantes végétalisées a-t-elle un effet attractif sur les populations de poissons à l'échelle d'une baie ?

Livrable 1 : analyse de données hydroacoustiques

Maxime Chaussinand
Arthur Blanluet
Jean-Marc Baudoin
Chloé Goulon
Clément Rautureau
Quentin Salmon
Jean Guillard

Pôle R&D ECLA

Site INRAE d'Aix-en-Provence
3275 route Cézanne – 13100 Le Tholonet

<https://professionnels.ofb.fr/fr/pole-ecla-ecosystemes-lacustres>

Table des matières

I. Introduction.....	5
II. Matériel et méthodes.....	6
II.1 Stations d'études.....	6
II.2 Stratégies d'échantillonnage	7
II.3 Données acoustiques.....	8
II.4 Analyse de données.....	9
III. Résultats	9
III.1 Comparaison des densités acoustiques moyennes.....	9
III.2 Comparaison des valeurs de TS.....	10
III.2.1 Analyse des SED	10
III.2.2 Analyse des poissons trackés.....	11
IV. Discussion	12
IV.1 Evolution des densités de poissons dans les baies	12
IV.2 Distributions en tailles des poissons détectés	13
Livrable 1 : analyse de données hydroacoustiques	
V. Conclusion.....	13
Bibliographie	15



I. Introduction

Utilisés depuis longtemps en milieu marin pour favoriser les concentrations de poissons, les Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP) n'ont pas encore fait l'objet de nombreux travaux dans les écosystèmes lacustres. En milieux pélagiques marins, les DCP permettent de favoriser les concentrations de poissons autour de ces objets flottants et ainsi de supporter certain type de pêches. Devenue une pratique courante, ces objets flottants ont un pouvoir attractif majeur et permettent des captures plus importantes que dans les environnements voisins (Menard et al., 2000). De nombreuses études concernant leurs impacts sur les communautés piscicoles ont été réalisées sans que soit formellement trancher le débat sur l'augmentation réelle de la productivité, ni sur une surpêche possible induite par ces dispositifs sauf dans des cas particuliers comme pour le thon (albacore et obèse), où il a été observé que les DCP augmentent fortement la productivité des senneurs et entraînent donc une surpêche de ces espèces (Fonteneau et al., 2013). Par contre les questions de l'impact des DCP sur la biologie des thons, les routes migratoires et les comportements d'agrégation ne sont pas tranchées (Fonteneau et al., 2013). Certains stades de vie sont favorisés par ces dispositifs qui peuvent ainsi concentrer des poissons de différentes tailles et espèces (Jacquemet et al., 2011).

En eau douce, de tels dispositifs de concentration de poissons en zone profonde sont beaucoup moins développés, la plupart des dispositifs étant plutôt du type benthique, donc plus similaires aux récifs artificiels construits en zone littorale marine. Ces structures artificielles sont utilisées pour augmenter les captures, notamment dans les pays asiatiques. Par exemple, des études réalisées sur des lacs en Malaisie ont montré une bonne efficacité de ces structures pour l'agrégation et la reproduction des poissons (Ibrahim et al., 2000).

Les écosystèmes lacustres naturels offrent souvent une hétérogénéité importante d'habitats (Czarnecka, 2016 ; Schmieder, 2004) qui permettent ainsi la multitude de niches écologiques différentes favorisant le développement de diverses espèces et donc ainsi une importante biodiversité. A l'inverse, les lacs artificiels dont l'usage principal est l'utilisation de la ressource en eau, présentent des fluctuations artificielles du niveau de l'eau. Ces fluctuations artificielles, très différentes en terme de fréquence et d'amplitude des fluctuations naturelles, rendent inaccessible l'accès, voire détruisent les habitats littoraux (par ex. les macrophytes) (Sutela et al. 2013). Par conséquent, ces fluctuations artificielles du niveau de l'eau conduisent à l'homogénéité de la zone littorale de ces lacs. En milieu lacustre, la mise en place de structures artificielles, comme des îles artificielles végétalisées ou de récifs artificiels, rétablit ces biotopes et pourraient avoir un effet important sur l'attraction des poissons (Freitas et al., 2005).

La retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon a été créée en 1959 et mise en eau en 1961. Elle se situe à la jonction des départements des Hautes Alpes et des Alpes de Haute Provence. Il s'agit de l'une des plus grandes retenues hydroélectriques de France Métropolitaine avec une surface de 28km². L'exploitation hydro-électrique entraîne un marnage artificiel important d'environ 30 m annuel (maximum observé de 49m en mars 2018). Ce marnage artificiel de forte amplitude ne permet pas le développement des macrophytes et entraîne une forte homogénéité de la zone littorale. Par conséquent, le marnage artificiel altère les habitats fonctionnels, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons, en particulier des espèces phytophiles. C'est le cas du brochet (*Esox lucius*), espèce d'intérêt halieutique, dont la reproduction est retardée par l'inaccessibilité des zones de frayère à cause du marnage hivernal important (com. pers. Fédération de pêche des Hautes Alpes).

Face à ce constat, le Pôle ECLA « Ecosystèmes Lacustres » et la société ECOCEAN ont voulu tester dans le cadre du projet UROS, l'efficacité de radeaux flottants végétalisés, des îles artificielles végétalisées, pour soutenir la biodiversité des écosystèmes marnant. Ainsi, trois îles artificielles végétalisées (Fig 1) ont été installées en septembre 2018 dans certaines baies de la retenue de Serre-Ponçon. L'intérêt de ces structures est de fournir à la macrofaune aquatique (macroinvertébrés, poissons) des habitats fonctionnels (par ex. refuge, nurserie, reproduction) constamment accessibles. De plus, ces îles artificielles végétalisées peuvent aussi favoriser la biodiversité terrestre ou amphibie grâce à la partie terrestre végétalisée (par ex. insectes, amphibiens, reptiles, oiseaux).

Enfin, ces îles artificielles végétalisées ou plus simplement « radeaux » pourraient agir comme des dispositifs de concentration de poissons. L'hypothèse faite dans ce présent rapport est que ces structures flottantes UROS pourraient agir comme des dispositifs d'attraction de poissons. Ce travail a pour but de vérifier si l'abondance de poissons pélagiques est plus importante dans les baies qui ont fait l'objet d'implantation d'une structure flottante que dans les baies témoins sans structures flottantes.



Figure 1 : exemple de radeau artificiel (lac de Serre-Ponçon) Photo : ©OFB-INRAE-ECOCEAN

Pour répondre à notre hypothèse, nous avons utilisé un échantillonnage... non invasif par hydroacoustique (Simmonds et MacLennan, 2005) des populations de poissons de pleine eau, méthode reconnue comme une méthode standardisée, fiable en écosystèmes lacustres naturels et artificiels (Rudstam et al., 2012), a été choisie (Cattanéo et al., 2021 ; Guillard, 2016 ; Tessier et al., 2020). Une approche saisonnière a été réalisée afin d'aborder la question aux différentes périodes de l'année.

II. Matériel et méthodes

II.1 Stations d'études

Les baies identifiées pour tester l'hypothèse de travail ont été choisies dans la zone aval de la retenue. Les baies sont similaires du point de vue hydro-morphologique afin qu'elles puissent être considérées comme des répliques. De plus, les stations devaient avoir des berges rocheuses non friables permettant l'ancrage des structures et leur forme étroite permettre de protéger les îles artificielle végétalisées du batillage. Enfin, les stations devaient être plus profondes que le marnage annuel moyen (~ 30m) pour éviter l'échouage des structures durant l'hiver. Afin de limiter les incidents ou accidents, les structures devaient présenter une exposition limitée aux activités récréatives. La caractérisation hydro morphologique (granulométrie, pente, type d'habitat) par les protocoles AIBer et Charli (NF 16870) a été réalisée pour procéder à leur sélection. En parallèle, une baie dite « baie témoin » se trouvant à proximité et présentant elles aussi des conditions hydro morphologiques comparables ont été associées à chaque « baie île artificielle végétalisée » ou « baie radeau ». Ainsi, trois couples de 2 baies ont été choisies : baies 1 « Roussillon », baies 2 « Lionnets », baies 3 « Ubaye ». Les baies ont été nommées avec la nomenclature suivante : BR pour baie avec radeau, BT pour baie sans radeau (témoin) (Figure 2).

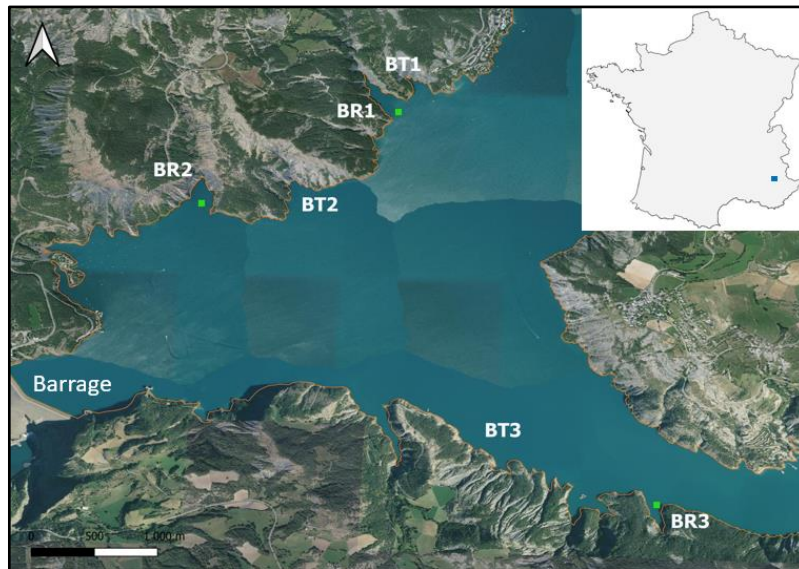


Figure 2 : localisation des baies étudiées sur le lac de Serre-Ponçon, BR : baie avec radeau 1, BT : baie témoin sans radeau. Les carrés verts représentent les radeaux artificiels

II.2 Stratégies d'échantillonnage

En ce qui concerne le détail sur l'utilisation des méthodes hydroacoustique, le lecteur pourra se référer aux articles récents sur le sujet et utilisant des protocoles similaires (Cattanéo et al., 2021 ; Girard et al., 2020 ; Tessier et al., 2021).

L'échantillonnage est réalisé à partir du bateau Target, équipé d'un sondeur Simard EK80, 120 kHz, équipé de 2 transducteurs de type split-beam (Rudstam et al., 2012), un émettant verticalement, l'autre horizontalement (Cattanéo et al., 2021). Chaque baie a été échantillonnée une fois par saison, soit 4 campagnes d'échantillonnage.

Les campagnes ont eu lieu de nuit (Girard et al., 2021) en août 2020, octobre 2020, février 2021, et mai 2021. Les baies ont été prospectées en formant un parcours en zig-zag (Guillard et Vergés, 2007) d'un bord à l'autre des rives de chaque baie, en partant du large jusqu'au fond de la baie (Figure 3).

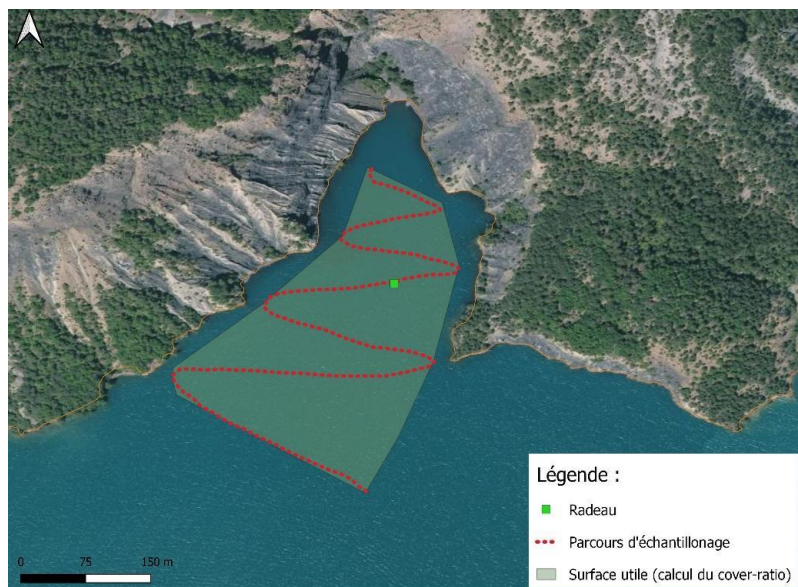


Figure 3 : exemple d'un trajet d'échantillonnage en août 2020 sur la baie radeau 2 avec radeau en période des hautes eaux

Le trajet du bateau est approximativement le même en fonction des saisons mais le marnage conduit à une diminution de la longueur et de la largeur du parcours. L'effort d'échantillonnage hydroacoustique est déterminé selon l'approche d'Aglen (1983) en calculant le cover-ratio. Cet indice est défini comme le rapport entre la distance parcourue (la longueur cumulative des parcours) et la racine carrée de la superficie de la surface de la zone étude. Il est préconisé que le degré de couverture doit être d'au moins 3 et de préférence proche ou supérieur à 6 (Emmrich et al., 2013). Dans le cas de cette étude, des cover-ratio étaient supérieurs ou égaux à 6, excepté pour BR1 et BR2 respectivement égal à 5 et 4

Tableau 1 : Cover ratio des campagnes hydroacoustiques sur le lac de Serre Ponçon

Campagnes	Baies	surface m ²	longueur	ratio
août-20	BR1	36534	1143	6
août-20	BT1	30053	1212	7
août-20	BR2	51935	1645	7
août-20	BT2	50187	1386	6
août-20	BR3	30055	1203	7
août-20	BT3	22577	1071	7
oct.-20	BR1	38548	1274	6
oct.-20	BT1	31031	1245	7
oct.-20	BR2	47433	1560	7
oct.-20	BT2	54508	1601	7
oct.-20	BR3	26516	1187	7
oct.-20	BT3	20860	1029	7
févr.-21	BR1	24133	748	5
févr.-21	BT1	16791	721	6
févr.-21	BR2	15409	528	4
févr.-21	BT2	34692	1032	6
févr.-21	BR3	21805	854	6
févr.-21	BT3	12569	661	6
mai-21	BR1	39623	1279	6
mai-21	BT1	28566	1101	7
mai-21	BR2	41660	1390	7
mai-21	BT2	54661	1349	6
mai-21	BR3	30900	1325	8
mai-21	BT3	23365	1165	8

II.3 Données acoustiques

Les données ont été analysées à l'aide du logiciel (Sonar5-Pro) (Balk et Lindem, 2014) avec les seuils et métriques habituellement utilisées dans les écosystèmes lacustres tempérées (Draštík et al., 2017) permettant d'avoir accès aux cibles d'une taille supérieure à 2 cm environ (Mouget et al., 2019). Les unités élémentaires d'échantillonnage ont été fixées à une distance parcourue d'environ 50 mètres.

Les métriques analysées sont les valeurs de S_A (nautical area backscattering coefficient, in $m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al., 2002), proxy de la densité de poissons (Simmonds et MacLennan, 2005) et les Target Strength (TS) qui correspondent à l'index de réflexion compensé, exprimé en dB (MacLennan et al. 2002), proxy des tailles individuelles de poissons (Simmonds et MacLennan, 2005). L'évaluation des TS est possible grâce à l'utilisation d'un sondeur et de transducteurs de type split-beam qui permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique (Simmonds et MacLennan, 2005). Les valeurs de TS sont analysées à partir de l'ensemble des détections d'écho-simple (single echo-detection, SED) mais aussi des poissons « trackés » (Balk et Lindem, 2014) qui sont le regroupement de plusieurs SED en provenance d'un seul individu.

II.4 Analyse de données

Les premières analyses ont porté sur les valeurs de S_A , la métrique principale, proportionnelle à la densité de poissons. En raison de la morphologie des baies et du marnage, le nombre d'unités élémentaires d'échantillonnage est variable selon les saisons et les baies. Afin de comparer les différentes situations, une moyenne arithmétique des valeurs de S_A a donc été calculée pour chaque baie, à chaque saison. Les baies avec radeaux sont ensuite comparées avec les baies sans radeau par un test de Wilcoxon.

Ensuite, la distribution des SED a été analysée. Le nombre de SED étant faible par baie, les baies de même nature (avec ou sans radeaux) ont été rassemblées à chaque saison, afin d'avoir un nombre significatif de TS, ce paramètre présentant une forte variabilité à l'échelle individuelle (Simmonds et MacLennan, 2005). Cette métrique permet d'analyser si les distributions en taille entre les baies sont similaires ou non. Les distributions ne suivant pas une loi normale, la médiane a été utilisée. La médiane et l'écart type de chaque distribution ont été comparés. Un test de Kolmogorov-Smirnov à deux échantillons a été effectué pour savoir si les échantillons suivaient la même distribution.

Enfin, une moyenne des valeurs de TS des poissons trackés pour chaque baie a été déterminée. Les TS individuelles sont comparées avec un test de Wilcoxon entre les baies avec radeaux et les baies sans radeau pour chaque saison. Ces valeurs de TS étant spatialisées, la profondeur des cibles détectées et leur localisation ont été projetées sur une carte.

III. Résultats

III.1 Comparaison des densités acoustiques moyennes

Les données analysées et présentées dans ce rapport sont celles provenant du transducteur émettant en position vertical. Les données provenant des émissions horizontales, acquises pour vérifier la présence de poissons dans les couches proches de la surface ne sont pas montrées, la présence de cible détectée dans cette couche étant anecdotique (9 cibles en automne et 1 cible au printemps). En ce qui concerne les valeurs moyennes de S_A , les baies avec radeaux ont des valeurs moyennes plus élevées que les baies témoins (Figure 4).

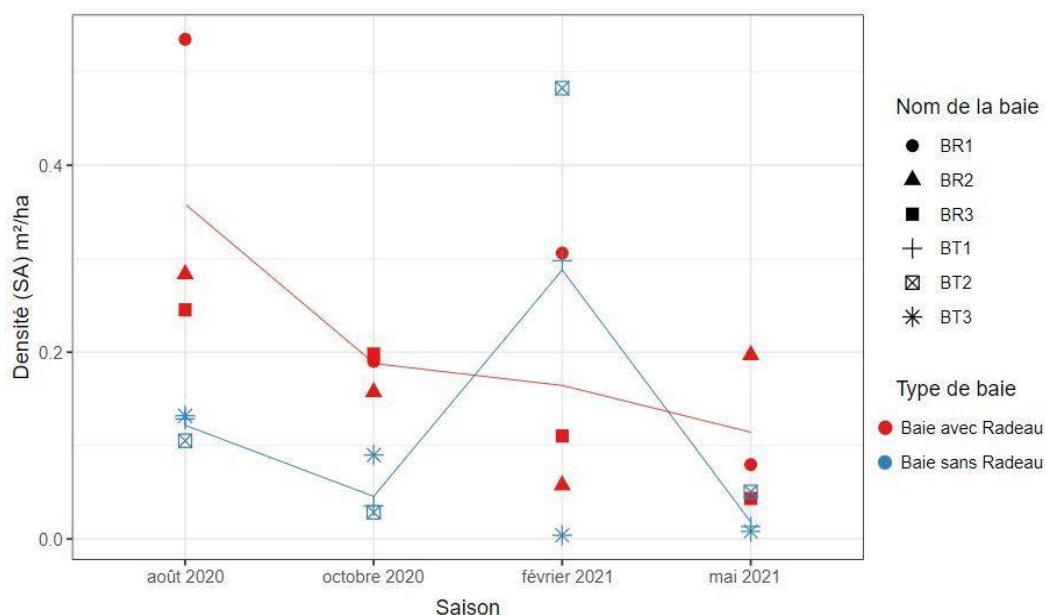


Figure 4 : moyenne des densités acoustiques ($m^2 \cdot ha^{-1}$) au cours des saisons. La courbe rouge est indicatrice de la moyenne globale des baies avec radeaux ; la courbe bleue est indicatrice de la moyenne globale des baies sans radeau.

Le test de la somme des rangs de Wilcoxon montre une différence significative de S_A (p -value < 0.05) entre les baies avec radeaux et les baies sans radeau pour les mois d'août et d'octobre 2020. Les baies équipées des structures artificielles présentent donc des densités moyennes de poissons plus importantes à ces périodes que lorsque les structures sont absentes. Néanmoins, le même test n'a révélé aucune différence significative sur les mois de février et mai malgré une valeur forte sur ce mois.

La variabilité des densités entre baies de même nature est relativement faible pour les mois d'octobre et mai. En revanche, cette variabilité est forte pour le mois d'août, notamment avec le site BR1. De plus, en février, la variabilité est forte pour les deux types de baies.

La variabilité du S_A à l'échelle de chaque baie a aussi été abordée (Figure 5). Toutes les baies n'ont pas le même schéma de variabilité. Les sites BR1, BT1, et BT2 présentent des densités moyennes très différentes au cours de l'année et inversement les sites BR2, BR3 et BT3 sont assez homogènes au cours du temps en ce qui concerne les densités moyennes détectées. Mais pour cette dernière baie les densités estimées sont extrêmement faibles (inférieur à $0.01 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) pour la moitié des échantillons (février et mai).

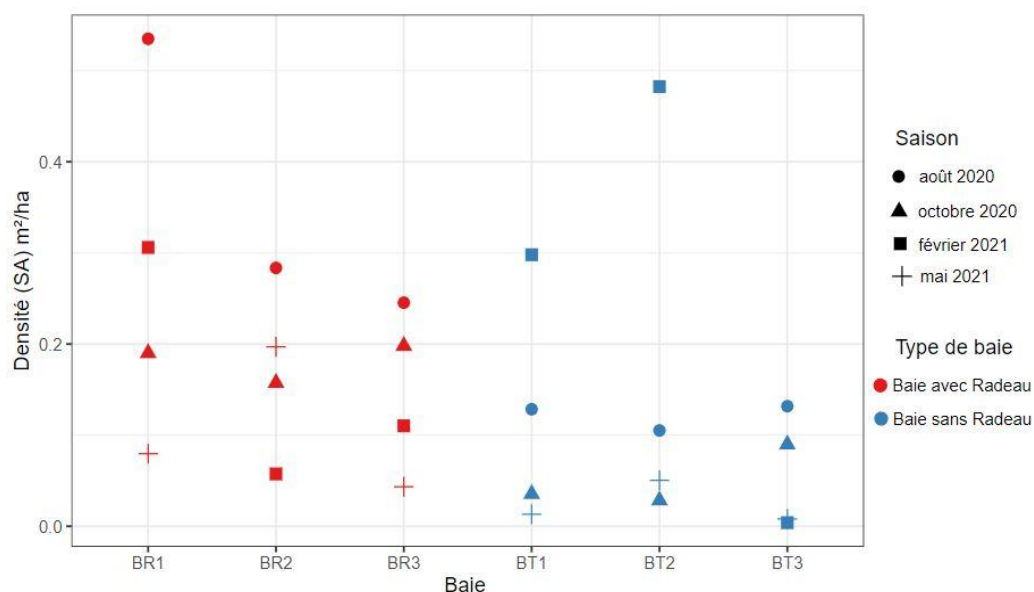


Figure 5 : moyenne des densités acoustiques (m^2/ha) des baies au cours des différentes saisons.

III.2 Comparaison des valeurs de TS

III.2.1 Analyse des SED

Le nombre de SED détecté est très variable par campagne et le test de Wilcoxon n'a montré aucune différence significative entre les baies avec radeaux et les baies sans radeau (Figure 6).

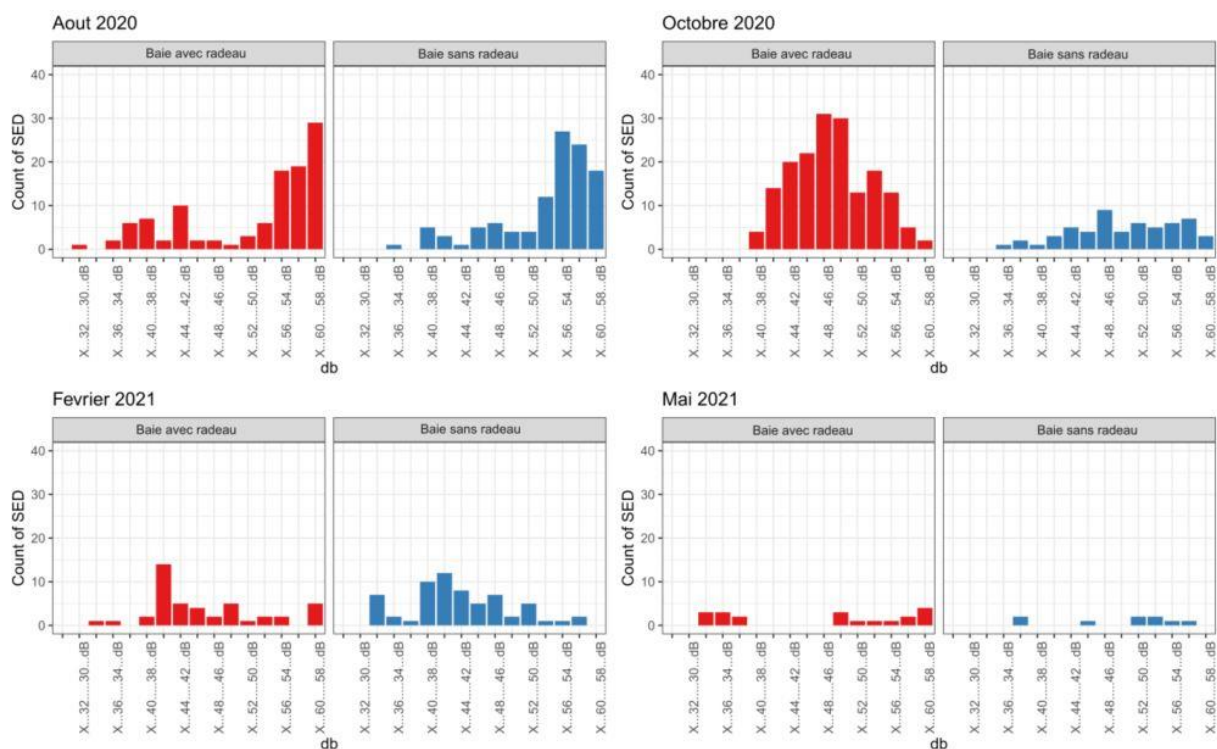


Figure 6 : nombre de SED détectés lors des campagnes dans les différentes baies.

La médiane des valeurs de TS entre les différents types de baies est similaire pour chaque saison. De plus, le test de Kolmogorov-Smirnov n'a également pas montré de différences de distribution significative entre les différentes baies équipées des îles artificielles végétalisées et celles sans. Les populations ont donc des distributions en taille similaire.

III.2.2 Analyse des poissons trackés

L'étude des valeurs de TS obtenus sur les poissons trackés (Figure 7) a mis en évidence le faible nombre de cibles détectés (août 2020 : 14 dans les baies sans radeau BT et 16 dans les baies avec radeaux BR ; octobre 2020 : 12 BT et 28 BR ; février 2021 : 12 BT et 6 BR ; mai 2021 : 1 BT et 2 BR). Les effectifs extrêmement faibles de mai ont conduit à ne pas faire de tests sur ce mois. Le test de Wilcoxon n'a montré aucune différence significative de taille moyenne de cibles pour les poissons présents dans les baies avec radeaux et celles sans radeaux, sur l'ensemble des mois étudiés.

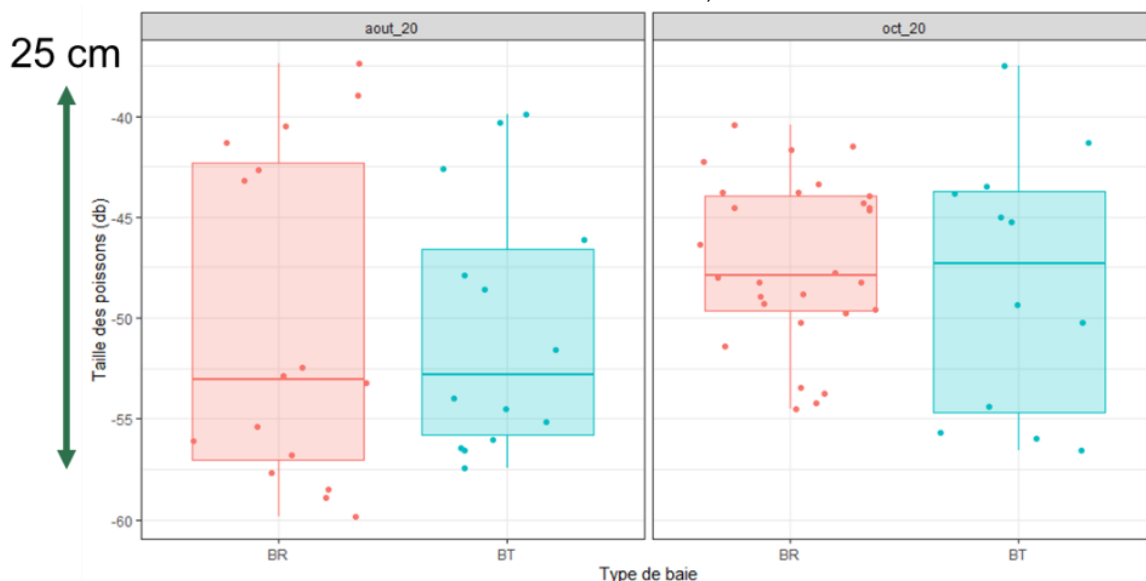


Figure 7 : Boxplot de l'index de réflexion compensé (dB) des poissons trackés dans les stations « baie témoin » et « Baie radeau » au mois d'août 2020 et octobre 2020. Une valeur indicative de taille maximale est indiquée avec la flèche verte..

Les poissons trackés étant géo-référencés, il est possible de les repositionner sur une carte (Figure 8).

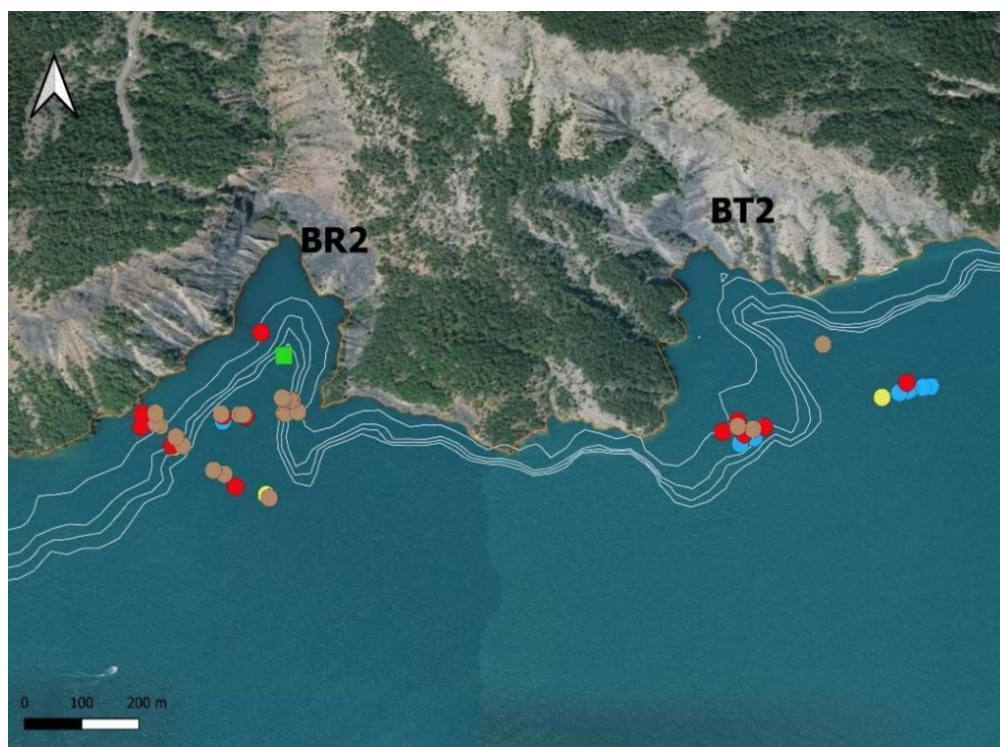


Figure 8 : Cartographie des poissons trackés pour la baie avec radeau (BR2) et celle sans radeau (BT2). Le carré vert représente l'emplacement du radeau. Les différentes couleurs des points symbolisent les différentes saisons (rouge = août ; marron = octobre ; bleu = février ; jaune = mai)

La représentation cartographique permet de visualiser l'emplacement des cibles détectées, majoritairement à l'entrée des baies.

IV. Discussion

La diversité d'habitats dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce comme les rivières et les lacs est un élément important de structuration des écosystèmes et de leur diversité. En effet, plus les habitats ont une répartition et des caractéristiques hétérogènes, plus grandes sont les chances d'augmenter l'abondance et la richesse spécifique (Schlosser, 1995 ; Teixeira-de Mello, 2016). Les îles artificielles végétalisées mis en place sur le lac de Serre-Ponçon peuvent potentiellement jouer ce rôle.

Les premiers résultats préliminaires ont montré que 7 espèces de poisson ont été vues autour des structures flottantes UROS (données non publiées). Plusieurs stades ont été observés (juvénile, mature) pour plusieurs espèces. Les parties aériennes servent aussi de refuges pour la nidification de certains oiseaux, comme cela a été montré dans d'autres études (Yeh et al., 2015). Toutefois, les résultats de ce travail sur l'évaluation de l'attractivité des îles artificielles végétalisées sur les poissons pélagiques n'a pas permis de mettre en évidence un impact direct.

IV.1 Evolution des densités de poissons dans les baies

A l'échelle globale de la baie, les échantillonnages ont montré de faibles densités de poissons. Toutefois, les tests réalisés ont permis de mettre en lumière des densités légèrement plus importantes dans les baies où des radeaux sont présents lors de la période des hautes eaux. Néanmoins, ce résultat est largement influencé par la détection majoritaire de cibles en limite de baie/zone pélagique où les profondeurs sont supérieures à 50 m.

Cette période de cote la plus haute se situe au début de l'été jusqu'à fin septembre. Lors de la campagne d'échantillonnage d'octobre, les niveaux étaient encore assez hauts avec seulement 3 à 5 m en dessous de la côte maximale du lac (soit entre 775 et 777 m NGF, <http://www.smadese.com/cms/index.php/la-cote-du-lac/>). Il a été constaté une variabilité importante des densités entre baies. Au mois d'août, contrairement au mois d'octobre, la variabilité est très forte concernant la densité de poissons moyenne de chaque baie. Cette différence est due en particulier à une densité moyenne très importante dans la baie BR1. Il reste difficile d'établir un lien direct entre radeau et augmentation des densités de poissons en raison de l'éloignement des cibles par rapport à celui-ci (distance moyenne comprise entre 150 et 300 m). Ces observations d'augmentation de la densité de poissons dans les baies avec les îles artificielles végétalisées sont en accord avec les quelques études menées sur ce sujet. En effet, ces structures permettent de diversifier les habitats et provoquent ainsi une augmentation de la fréquentation de la baie par les poissons (Freitas et al., 2005 ; Ibrahim et al., 2000 ; Huang et al., 2017).

En période de fort marnage (février et mai), aucune différence de densité de poissons dans les baies avec ou sans radeaux n'a pu être mise en évidence. Le mois de février montre des variations très fortes entre les baies. En mai les niveaux sont encore bas mais tendent à remonter avec la fonte des neiges. Les différences de densité entre baies avec et sans radeaux n'est pas significative, mais une tendance semble se dégager avec une augmentation des poissons dans les baies avec radeaux. Cette période correspond à la période de reproduction de nombreuses espèces. L'attractivité des îlots comme site de reproduction pourrait être à l'origine de cette tendance qui se dessine.

IV.2 Distributions en tailles des poissons détectés

A partir des valeurs TS de l'ensemble des cibles détectés, aucune différence n'est observable dans les distributions en taille des poissons détectés dans l'une ou l'autre type de baie. Les radeaux n'ont pas d'impact sur cette variable. Les structures peuvent être des refuges pour de nombreuses espèces, notamment aux stades juvéniles. Ces zones apportant une protection contre la prédation et le cannibalisme (Huang, 2017). Le faible nombre d'individus détectés ne permet pas l'évaluation de cet effet. De plus, cet effet est peut-être visible à une échelle spatiale restreint au périmètre immédiat du radeau.

La majeure partie des poissons détectés se trouvent au début des parcours d'échantillonnage, à la limite de l'entrée dans les baies.

V. Conclusion

Les îles artificielles végétalisées ont joué leur rôle de frayères artificielles, de nombreux juvéniles ayant été observés autour (par ex. de brochet, de cyprinidés, de blennie) (données non publiées). Le présent projet avait pour but de tester si les baies où sont installés les îles artificielles végétalisées abritent aussi des densités plus importantes de poissons que celles sans radeaux. Est-ce qu'il y a un effet attracteur des îles artificielles végétalisées sur les poissons de pleine eau ? Si cet effet d'attractivité des baies avec radeaux a pu être mis en évidence à certaines périodes, l'effet est peu significatif et reste sujet à discussion, les densités observées étant globalement très faibles et la variabilité entre baies de même nature très forte. L'effort d'échantillonnage réalisé semble suffisant spatialement à l'échelle de chaque baie, mais nécessiterait d'être augmenté par plus de répliques à chaque saison.

De plus, l'observation des poissons trackés à la limite des baies questionne sur l'attractivité générale des baies. Un échantillonnage plus global aurait pu permettre de comparer les densités dans les baies et dans les zones de pleine eau. L'étude des répartitions à l'échelle du lac ainsi que de l'analyse du fonctionnement du réseau trophique pourraient permettre une meilleure compréhension et une réflexion sur le positionnement des radeaux.

En place depuis seulement 2018, les radeaux artificiels n'en sont qu'à leur début. Si leur rôle de frayères artificielles et de nurserie est donc avéré, l'effet sur la dynamique globale des poissons et le rôle d'attractivité n'a pu être mis en évidence de façon claire dans ces suivis.

D'une part, avant de mesurer un effet sur les populations de poissons du lac, il faudra du temps, a minima celui correspondant au temps de plusieurs générations des espèces favorisées par les radeaux.

Il sera difficile de vérifier s'il y a un effet global sur le fonctionnement du lac et de son réseau trophique. Un suivi standardisé avant, après (type BACI), à des échelles temporelles suffisantes, est nécessaire pour appréhender le fonctionnement global et les effets sur les dynamiques piscicoles.

D'autre part, pour mesurer de façon ciblée l'attractivité des baies, sans préjuger d'un effet bénéfique globale, le plan d'échantillonnage doit prendre en compte la distribution des poissons à une échelle plus large que les seules baies. De plus, la forte variabilité intra-baies de même nature nécessite d'augmenter le nombre d'échantillons de façon significative : soit avec un nombre de campagnes plus grands, soit en les renforçant à certaines périodes, soit en augmentant le nombre de baies à comparer.

Une alternative pourrait aussi de proposer une approche d'observations à l'aide de sondeurs en position fixe pour échantillonner les entrées et sorties des baies, les cycles de fréquentations. Les technologies à mettre en place et le temps d'analyse sont peut-être trop importants par rapport à l'enjeu.

En conclusion, l'utilité des îles artificielles végétalisées sur la reproduction de certaines espèces est en cours d'analyse, et leur effet sur l'attractivité des poissons dans les baies nécessiterait un échantillonnage beaucoup plus intense que celui réalisé dans le cadre de ce programme.



Bibliographie

- Balk H, Lindem T., 2014. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing system. In: Operator manual v.6. Oslo, Lindem Data acquisition
- Cattanéo F., Guillard J., Diouf S., O'rourke J., Grimardias D., 2021. Mitigation of ecological impacts on fish of large reservoir sediment management through controlled flushing – the case of the Verbois dam (Rhône River, Switzerland). *Science of the Total Environment*, 756: 144053, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144053>
- Czarnecka, M., 2016. Coarse woody debris in temperate littoral zones: implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia* 767, 13–25. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2502-z>.
- Draštik V, Godlewska M, Balk H, Claburn P, Kubečka J, Morrissey E, Hateley J, Winfield IJ, Mrkvička T, Guillard J., 2017. Fish hydroacoustic survey standardization: a step forward based on comparisons of methods and systems from vertical surveys of a large deep lake. *Limnol Oceanogr Methods*, 017:836–846
- Emmrich A, Winfield I.F, Guillard J, Rustadbakken A, et al., 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology*, 57 (12), 2436–2448. doi:10.1111/fwb.12022
- Fonteneau A., Chassot E., Bodin N., 2013. Global spatio-temporal patterns in tropical tuna purse seine fisheries on drifting fish aggregating devices (DFADs): Taking a historical perspective to inform current challenges. *Aquat. Living Resour.* 26, 37–48 . DOI: 10.1051/alr/2013046)
- Freitas C, Petrere M, Barrella W., 2005. Natural and artificially induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology*, Volume 12, Issue 1, p.63-67.
- Gillet C., 1989. Réalisation de frayères artificielles flottantes pour les poissons lacustres. *Hydroécol. Appl.* 1/2, pp. 145-193
- Girard M., Goulon C., Tessier A., Vonlanthen P., Guillard J., 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources*, 33, 9., <https://doi.org/10.1051/alr/2020011>
- Guillard J., 2016. L'acoustique au service de l'écologie halieutique. *Traitement du Signal*, 1, 113-130. 10.3166/TS.33.113-130
- Guillard J., Vergés C., 2007. The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Survey Designs and Statistical Analyses. *International Review of Hydrobiology*, 92, 6 , 605–617. 10.1002/iroh.200710948
- Huang X, Zhao F, Song C, Gao Y, Geng Z, Zhuang P., 2017. Effects of stereoscopic artificial floating wetlands on nekton abundance and biomass in the Yangtze Estuary. *Chemosphere*, Volume 183, Pages 510-518.
- Ibrahim S, Matusin J, Hajisamae S., 2000. Natural and combination fish aggregating devices (FADS) as tools for fish aggregation in lake Kenyir, Terengganu, Malaysia. *ASEAN Journal on science and technology for development*, Vol 17 No 2.
- Jaquemet S, Potier M, Ménard F., 2011. Do drifting and anchored Fish Aggregating Devices (FADs) similarly influence tuna feeding habits? A case study from the western Indian Ocean. *Fisheries research* volume 107, issues 1-3.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes, Dalen J., 2002. Aconsistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 365–369.
- Ménard F, Stéquert B, Rubin A, Herrera M, Marchal E., 2000. Food consumption of tuna in the Equatorial Atlantic Ocean: FAD-associated versus unassociated schools. *Aquatic Living resources*, volume 13 issue 4.
- Mouget A., Goulon C., Axenrot T., Balk H., Lebourges-Dhaussy A., Godlewska M., Guillard J., 2019. Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in

temperate lakes. *Remote sensing in Ecology and Conservation*, 5 (4) : 332–345
doi.org/10.1002/rse2.112

Rudstam, L.G., Jech, J.M., Parker-Stetter, S.L., Horne, J.K., Sullivan, P.J., Mason, D.M., 2012. Fisheries acoustic, in: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (Eds.), *Fisheries Techniques*, Third Ed. Bethesda, pp. 597–636.

Schlosser, I.J., 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303, 71–81

Schmieder, K., 2004. European lake shores in danger — concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34, 3–14. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1).

Simmonds J, MacLennan D N., 2005. *Fisheries Acoustics – Theory and Practice* Blackwell Publishing, Oxford, England

Teixeira-de Mello F, de Oliveira, V.A., Loverde-Oliveira, S.M. et al., 2016. The structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants. *Hydrobiologia* 778, 167–178.

Tessier A., Cottet M., Kue K., Chanudet V., Descloux S., Guillard J., 2020. Low input to fisheries of offshore areas in a large tropical neo-reservoir in Lao PDR. *Limnology*, 21: 73–86. <https://doi.org/10.1007/s10201-019-00583-1>

Yeh N, Yeh P, Chang Y-H, 2015. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 47, Pages 616-622.

