

## **Annexe 1 – Projet SOLAKE**

# **Synthèse des connaissances sur les impacts écologiques potentiels des panneaux solaires flottants sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres**

**Nobre, Regina<sup>1</sup>, Boulêtreau, Stéphanie<sup>2</sup>, Colas, Fanny<sup>3</sup>, Azemar, Frédéric.<sup>2</sup>, Tudesque, Loïc<sup>1</sup>, Parthuisot, Nathalie<sup>1</sup>, Favriou, Pierre<sup>1</sup>, et Cucherousset, Julien<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Laboratoire Évolution et Diversité Biologique, 118 route de Narbonne, F-31062 Toulouse, France

<sup>2</sup> Laboratoire Écologie Fonctionnelle et Environnement, Université de Toulouse, CNRS, INP Toulouse, Toulouse, France

<sup>3</sup> Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69622, Villeurbanne, France

**Résumé :** La nécessité d'atténuer les effets du changement climatique accélère le développement de nouvelles technologies telles que le photovoltaïque flottant (PVF). Il est primordial de s'assurer que ce développement ne cause pas d'impacts écologiques négatifs inattendus. Le PVF pourrait, en effet, affecter les écosystèmes lacustres, en altérant la pénétration de la lumière et du vent à la surface du lac et en modifiant la température de l'eau. Malgré un déploiement du PVF en expansion à l'échelle du globe, et alors que les études relatives à la conception et aux performances des panneaux photovoltaïques flottants se multiplient, notre compréhension de leurs impacts écologiques reste limitée. Ce rapport présente une synthèse des impacts potentiels du PVF sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres, fondée sur les concepts d'écologie théorique et les résultats de la littérature existante sur les effets de la lumière, de la température et du vent. A ce jour, les travaux de modélisation prédisent une réduction de l'arrivée de la lumière, de la vitesse du vent et de la température de l'eau avec l'augmentation de la surface de recouvrement par les panneaux. Les changements de lumière et de température de l'eau sont susceptibles d'altérer les taux métaboliques individuels (par ex. photosynthétique) et d'affecter la production primaire et le transfert d'énergie au sein des chaînes trophiques des lacs équipés. Le PVF modifie probablement aussi le fonctionnement thermique et l'oxygénation de la colonne d'eau, et fournit de nouveaux habitats, artificiels, pour les organismes. Ces modifications pourraient non seulement affecter le comportement individuel et l'histoire de vie des organismes (comme, par exemple, leur phénologie ou leur capacité de dispersion), mais aussi la composition des communautés végétales et animales, les interactions trophiques, le métabolisme et l'équilibre des gaz à effet de serre au sein des lacs. A plus large échelle, le déploiement du PVF pourrait perturber les activités socio-économiques associées aux usages des lacs (comme les loisirs de randonnée ou de pêche) et affecter les pressions humaines qui s'exercent à l'échelle des méta-écosystèmes. Nous prévoyons des impacts écologiques du PVF très largement contextuels, variables selon les conditions environnementales et le contexte industriel, comme le taux de recouvrement ou le type de panneaux installés. Le déploiement rapide de cette technologie et ses implications écologiques et socio-économiques potentielles exigent une évaluation empirique urgente de ses impacts, fondée sur des designs expérimentaux robustes.

## Introduction

Causé par les émissions de gaz à effet de serre, le changement climatique impacte fortement la biodiversité et les écosystèmes terrestres, avec des conséquences critiques pour la vie humaine (Mooney et al. 2009, Reid et al. 2019). Le secteur de l'énergie (électricité, chauffage, et transport) est à lui seul responsable de 75% des émissions de gaz à effet de serre (Ritchie & Roser, 2020). La demande énergétique accrue, couplée à l'urgence d'atténuer le changement climatique, accélèrent le développement des énergies renouvelables (Sims, 2004; Olabi & Abdelkareem, 2022). Ces stratégies d'atténuation basées sur le développement des énergies renouvelables peuvent néanmoins avoir des impacts contreproductifs sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Gibson, Wilman & Laurance, 2017; Flecker *et al.*, 2022), soulevant un défi d'envergure à leur déploiement. Une de ces stratégies consiste à utiliser l'énergie photovoltaïque (PV). Grâce aux avancées technologiques et aux réductions de coûts qui favorisent l'exploration de solutions innovantes, l'industrie du PV évolue rapidement (Lee *et al.*, 2020). Les systèmes photovoltaïques flottants (PVF), réseaux de panneaux photovoltaïques disposés sur des supports flottants, le plus souvent à la surface de masses d'eau artificielles (réservoirs, lacs de barrage, gravières, mares) (Sahu, Yadav & Sudhakar, 2016; Lee *et al.*, 2020), constituent une solution prometteuse pour le secteur du PV. Avec plus de 545 aménagements fonctionnels et de très nombreux projets à venir, le marché du PVF se développe largement sur le globe (Gadzanku, Beshilas & Grunwald, 2021a), notamment en Asie, Australie et Europe (Gamarra & Ronk, 2009). Plusieurs avantages motivent l'installation de centrales flottantes en sus des centrales terrestres : l'occupation de surfaces aquatiques diminue la pression foncière sur les terres agricoles déjà utilisées pour la production de nourriture ; le refroidissement par l'eau assure un gain de performance du flottant par rapport au terrestre (Gadzanku *et al.*, 2021b; Tina *et al.*, 2021; Kumar, Mohammed Niyaz & Gupta, 2021). Les bénéfices écologiques du PVF pourraient cependant être contrebalancés par des impacts écologiques négatifs sur les écosystèmes d'eau douce équipés (Armstrong *et al.*, 2020; Exley *et al.*, 2021b).

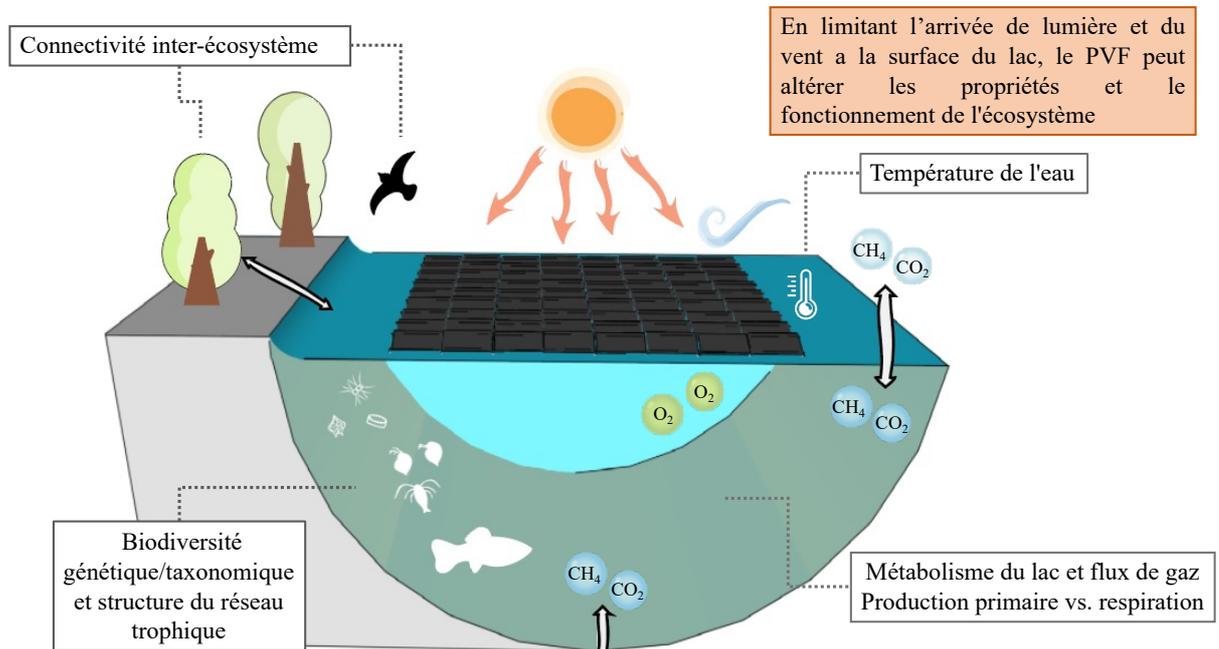
Les écosystèmes d'eau douce rendent de nombreux services aux sociétés. Ils ont une valeur utilitaire comme l'approvisionnement en eau potable par exemple, et jouent un rôle inestimable dans la régulation du climat, le maintien de la biodiversité et un rôle culturel en lien avec le bien-être et l'esthétique (Postel & Carpenter, 1997; Díaz *et al.*, 2018). Pourtant, les écosystèmes d'eau douce sont parmi les écosystèmes de la planète les plus menacés et dégradés par les activités anthropiques (par ex. dégradation des habitats ou la pollution) (Dudgeon *et al.*, 2006). Ce constat est particulièrement vrai pour les lacs, réceptacles des perturbations humaines à l'échelle des bassins versants et atmosphériques et du paysage (qualités de l'eau et de l'air) (Schindler, 2009; Williamson *et al.*, 2009; Nobre *et al.*, 2020). Le déploiement du PVF dans les lacs est susceptible d'affecter

directement le fonctionnement des lacs et les services écologiques qu'ils rendent, via des changements brutaux des conditions environnementales, mais l'évaluation de ces impacts reste à faire (Armstrong *et al.*, 2020; Gadzanku *et al.*, 2021b).

Si la littérature technique qui traite du PVF (sa rentabilité économique, ses effets physiques sur l'eau, etc.) est en développement, les impacts écologiques qui y sont estimés pour prédire les changements potentiels des propriétés physiques des lacs sont principalement issus de la modélisation. Ces modèles prédisent une diminution de l'évaporation (Taboada *et al.*, 2017), de la concentration en oxygène dissous (Château *et al.*, 2019) et une modification de la température et des patrons de stratification (Armstrong *et al.*, 2020; Exley *et al.*, 2021a). Ces modèles suggèrent, de manière préliminaire, comment la présence de panneaux solaires sur l'eau pourrait modifier la pénétration du vent et du rayonnement solaire et donc la température de l'eau, altérer les échanges air-eau et la météorologie de surface des masses d'eau (Armstrong *et al.* 2020, Exley *et al.* 2021a). Ils anticipent de probables conséquences sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes (Fig. 1). Ces prédictions sont cependant très dépendantes du contexte, et fonction, par exemple, de la surface de recouvrement par les panneaux au-dessus du lac (Exley *et al.*, 2021a). Le PVF risque d'affecter un grand nombre de paramètres écologiques des lacs à plusieurs niveaux d'organisation biologique, il est difficile de prédire le résultat de tant d'interactions. Le déploiement du PVF pose donc de nombreuses questions quant à ses conséquences écologiques, qu'elles soient positives ou négatives (Haas *et al.*, 2020). Ces questionnements se traduisent par l'absence d'une politique de régulation claire sur le développement du PVF (Gadzanku *et al.*, 2021a), alors que les gestionnaires (industriels, managers de la biodiversité, ou services gouvernementaux) ont besoin de connaissances scientifiques robustes sur lesquelles s'appuyer pour encadrer l'utilisation de cette technologie prometteuse (Grippo, Hayse & O'Connor, 2015; Gadzanku *et al.*, 2021a; Piana *et al.*, 2021).

Dans ce contexte, notre objectif est de fournir une synthèse des connaissances sur les impacts écologiques potentiels des panneaux photovoltaïques flottants sur les écosystèmes d'eau douce en utilisant les connaissances actuelles et de référence. Ainsi, à partir des travaux d'écologie théorique et des effets de la lumière, de la température et du vent en eau douce, nous avons répertorié et explicité les conséquences écologiques potentielles des structures de PVF sur les écosystèmes lacustres. Les écosystèmes d'eau douce étant extrêmement complexes (Maberly & Elliot, 2012), nous n'avons pas cherché à fournir une liste exhaustive de tous les impacts, mais préféré apporter un éclairage sur la manière dont les principaux changements, directs et indirects, de paramètres abiotiques clés causés par le déploiement des PVF, à savoir la lumière, le vent et la température

(Exley *et al.*, 2021b) pourraient affecter la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres (Fig. 1).



**Figure 1 :** Impacts écologiques potentiels des PVF sur les écosystèmes lacustres. En modifiant la luminosité et le vent sur les lacs, les PVF modifieront la température de l'eau. Ces effets abiotiques peuvent ensuite agir sur les composantes biotiques des lacs.

### 1. Effets du PVF induits par ses effets sur la lumière

Pour maximiser la production énergétique, les panneaux PV peuvent recouvrir une large proportion de la surface de l'eau (jusqu'à 74%, Exley *et al.*, 2021b). La présence physique des panneaux sur le lac peut fortement limiter l'arrivée de la lumière et du rayonnement photosynthétiquement actif (Sharma, Muni & Sen, 2015; Pimentel Da Silva & Branco, 2018; de Lima *et al.*, 2021). La disponibilité de lumière est l'un des principaux facteurs limitants de la production primaire, à la base du flux d'énergie dans les écosystèmes (Rosemond, 1993; Karlsson *et al.*, 2009). La réduction de la pénétration de la lumière affectera directement la production primaire phytoplanctonique, macrophytisque et benthique, modifiera probablement la distribution de la biomasse des communautés autotrophes (Vadeboncoeur, Vander Zanden & Lodge, 2002) et la dynamique de la matière organique (Larson *et al.*, 2007; Tadeu *et al.*, 2021) et risque d'influencer la diversité des consommateurs et le cycle des nutriments (Mokany, Wood & Cunningham, 2008).

Les études antérieures ont démontré que la disponibilité de la lumière et la production primaire diminuent avec l'augmentation de la couverture naturelle (par la canopée) ou artificielle à la surface de l'eau (Bourassa & Cattaneo, 2000; Liboriussen *et al.*, 2005; Karlsson *et al.*, 2009;

Bergström & Karlsson, 2019). Selon les prédictions des modèles, l'augmentation du taux de recouvrement par les panneaux entrainerait une baisse de la croissance algale et de la concentration en chlorophylle *a* (*chl-a*) (Château et al., 2019; Haas et al., 2020). Château et al. (2019) estiment par modélisation qu'un recouvrement de 40% dans un étang de pisciculture taiwanais réduirait la concentration moyenne en *chl-a* de 1,61 à 1,06 mg/L en hiver et de 1,06 à 0,86 mg/L en été. La réponse des producteurs primaires dépendra néanmoins du taux de recouvrement (Haas *et al.*, 2020). Les simulations suggèrent que les réductions significatives de la biomasse algale se produiraient lorsque le taux de recouvrement dépasse 40% (Haas *et al.*, 2020). Concrètement, la diminution de la croissance algale peut être perçue comme un impact positif du PVF si cela améliore la qualité de l'eau dans les lacs eutrophes (Gadzanku *et al.*, 2021b). Une faible luminosité pourrait aussi paradoxalement conduire à une plus forte abondance phytoplanctonique en raison des interactions entre espèces (Yamamichi *et al.*, 2018). En effet, les interactions compétitives entre les producteurs primaires pélagiques et benthiques sont conditionnées par le contexte lumineux (et nutritif), le phytoplancton et le périphyton sont des meilleurs compétiteurs pour la lumière que les macrophytes. Ainsi des bascules du fonctionnement global de l'écosystème peuvent opérer si des changements de luminosité drastiques ont lieu (Sand-Jensen & Borum, 1991; Yamamichi *et al.*, 2018). La lumière peut aussi influencer la composition spécifique (Reynolds, 1980; Becker *et al.*, 2010) en agissant comme un filtre environnemental qui sélectionne les espèces ayant des traits fonctionnels associés à l'utilisation de la lumière (Huisman *et al.*, 1999; Edwards, Litchman & Klausmeier, 2013), comme cela a été démontré pour le phytoplancton (Bourassa & Cattaneo, 2000; Flöder, Urabe & Kawabata, 2002; de Tezanos Pinto, Allende & O'Farrell, 2006). Une synthèse des relations croissance-rayonnement pour le phytoplancton d'eau douce suggère que les cyanobactéries sont plus adaptées aux environnements faiblement lumineux (Schwaderer *et al.*, 2011) car elles disposent de stratégies adaptatives telles que la capacité à maintenir des taux photosynthétiques élevés à faible luminosité (Bonilla *et al.*, 2012; Paerl & Otten, 2013). De plus, les espèces mixotrophes sont capables de basculer leur mode trophique et passer alors de l'autotrophie à l'hétérotrophie pour compenser le manque de lumière ou de nutriments (Costa *et al.*, 2019). Ainsi, les modifications de la disponibilité des ressources fondamentales induites par le PVF pourraient modifier les processus qui régulent l'assemblage des communautés et stabilisent la coexistence des espèces, tels que la compétition intra- et inter- spécifique.

La lumière conditionne le devenir des rencontres proies-prédateurs dans les lacs, car les patrons journaliers d'activité du phytoplancton, du zooplancton et des poissons sont contrôlés par l'intensité lumineuse, qui elle-même influence le risque d'être prédaté (Cerri, 1983; Haney, 1988; Becker, de Souza Cardoso & Huszar, 2009). Comme de nombreux poissons prédateurs utilisent

préférentiellement la vue, la baisse de l'intensité lumineuse pourrait perturber la détection des proies et le succès des prédateurs dans la recherche de nourriture (Mazur & Beauchamp, 2003; Wissel, Boeing & Ramcharan, 2003; Chidami & Amyot, 2008). Les faibles luminosités sont connues pour affecter la détection visuelle des proies en réduisant i) la distance de réactivité des poissons planctonivores (Mazur & Beauchamp, 2003; Hansen, Beauchamp & Schoen, 2013), ii) le taux d'attaque (Marchand, Magnan & Boisclair, 2002) et iii) le taux de capture (Wissel *et al.*, 2003). A terme, cela pourrait entraîner des changements évolutifs, en particulier des modifications phénotypiques, comme cela a été observé chez la perche, un poisson prédateur, chez qui la taille de l'œil a augmenté suite à une détérioration des conditions visuelles (concentration élevée en carbone organique dissous, COD) (Bartels *et al.*, 2016).

Il est également attendu que l'ombrage induit par le PVF réduise la biomasse des consommateurs via une diminution de l'efficacité de transfert (Dickman *et al.*, 2008; Château *et al.*, 2019). En effet, lorsque la lumière est limitante (par ex. dans le cas d'une forte concentration en COD), la diminution de la production primaire benthique peut induire une baisse de la production et de la biomasse des niveaux trophiques supérieurs tels que les invertébrés et poissons benthiques (Karlsson *et al.*, 2009). La limitation de la lumière peut aussi avoir des effets positifs sur la biomasse des consommateurs lorsque la disponibilité en nutriments est limitante (Urabe *et al.*, 2002; Berger *et al.*, 2006). En effet, à faible lumière, les taux photosynthétiques nets sont réduits, ce qui diminue le ratio carbone:azote des producteurs primaires (meilleure qualité nutritive) et réduit le déséquilibre élémentaire qui existe entre les producteurs primaires et les herbivores (Urabe & Sterner, 1996; Sterner *et al.*, 1998; Urabe *et al.*, 2002). Par conséquent, les impacts du PVF sur l'efficacité de transfert dépendront fortement de l'interaction entre des multiples facteurs tels que l'intensité lumineuse et la disponibilité en nutriments.

Le PVF affectera d'autres paramètres environnementaux comme la concentration en oxygène dissous (OD), un paramètre essentiel pour qualité de l'eau (Stefan & Fang, 1994). L'OD pourrait être influencé par le PVF directement, via la réduction du contact air-eau et des échanges gazeux avec l'atmosphère, et indirectement, via la diminution de l'incidence lumineuse. La concentration en OD et la productivité primaire sont fortement couplées, notamment au fond de l'eau (Bierman *et al.*, 1994), où la réduction de luminosité limite l'activité phototrophe et la production d'OD. La diminution d'OD sous les panneaux photovoltaïques flottants a été modélisée (Château *et al.*, 2019) et mesurée in situ (de Lima *et al.*, 2021). Château *et al.* (2019) estiment la réduction de l'OD à 0,80 mg/L pour un recouvrement par les panneaux de 40%. En comparant les concentrations en OD sous les structures photovoltaïques flottantes avec celles d'un point de référence non recouvert, de Lima *et al.* 2021 trouvent des concentrations inférieures sous

les panneaux (4,6 mg/L par rapport à 6,0 mg/L). Or, les faibles teneurs en OD pourraient altérer la distribution des organismes en induisant un déplacement depuis les eaux hypoxiques vers les eaux oxygénées, voire être létales à un certain nombre d'organismes pour qui la migration est impossible ou en cas d'anoxie complète de l'écosystème. Concrètement, l'anoxie est identifiée comme l'une des conséquences négatives potentielles principales du déploiement du PVF (Exley *et al.*, 2021b, voir section 4.3).

## 2. Effets du PVF induits par ses effets sur la température

Le PVF bloquera physiquement le rayonnement solaire (de courtes longueurs d'onde) réduisant le réchauffement de surface et rafraichissant probablement l'eau de surface (Château *et al.*, 2019; Armstrong *et al.*, 2020). Le PVF risque aussi de modifier la variabilité journalière de la température de l'eau, car le réchauffement par les panneaux au cours de la journée et la restitution de cette chaleur pendant la nuit diminuent les variations nyctémérales de l'eau de surface. Il a été estimé qu'un fort taux de recouvrement de la surface d'un lac par PVF (> ~50%) conduirait à une réduction significative de la température de l'eau (Exley *et al.*, 2021a). Château *et al.* (2019) estiment par modélisation qu'un recouvrement de 40% d'un étang de pisciculture réduit en moyenne la température de l'eau de 20,99 à 20,22° en hiver et de 31,03 à 29,60°C en été. Or, la température régule un grand nombre de caractéristiques physiques et chimiques de l'eau déterminantes pour les processus écologiques. Par exemple, la température conditionne la solubilité de l'oxygène, qui baisse lorsque la température s'élève (Foley *et al.*, 2012). La température de l'eau affecte aussi la viscosité et la densité de l'eau, qui conditionnent les taux de sédimentation du phytoplancton et, donc, sa survie et ses conditions de suspension (Naselli-Flores, Zohary & Padisák, 2021; Zohary, Flaim & Sommer, 2021). Enfin, la température de l'eau modifie les patrons de stratification thermique de la masse d'eau, et les conditions chimiques et biologiques de l'écosystème d'eau douce (voir section 4.1).

D'après la théorie métabolique de l'écologie (Brown *et al.*, 2004), les processus écologiques dépendent des taux métaboliques qui, dans la gamme thermique physiologique des organismes, augmentent exponentiellement avec la température (Brown *et al.*, 2004; Barton *et al.*, 2020). Chez les plantes comme chez les animaux, en-deçà d'un optimum thermique, l'augmentation de la température se traduit communément par une augmentation des taux physiologiques et métaboliques (photosynthèse, respiration, croissance, assimilation des nutriments) alors qu'au-delà de l'optimum, les taux diminuent car les enzymes se dégradent (Atkinson, 1994; Brown *et al.*, 2004; Zohary *et al.*, 2021). Tous les organismes sont caractérisés par une niche thermique. Leurs tolérances thermiques spécifiques définissent la distribution des organismes et la composition des

communautés. Par exemple, les températures élevées pouvant être létales, les organismes meurent ou se réfugient dans des eaux adjacentes plus fraîches (Magnuson, Crowder & Medvick, 1979; Gvoždík, 2018; Bartolini & Giomi, 2021). Sur le long terme, la température de l'eau joue aussi un rôle important sur les traits d'histoire de vie tels que la taille du corps, la durée de vie, le mode d'alimentation et le comportement (Jeppesen *et al.*, 2010). La température de l'eau est un facteur clé de la phénologie des organismes puisqu'elle régule, par exemple, la reproduction des poissons (Gillet & QuéTin, 2006; Gillet & Dubois, 2007) et l'émergence des insectes (Cmrlec *et al.*, 2013; Ivković *et al.*, 2013). Plus généralement, ce questionnement rejoint la problématique très actuelle du changement climatique, de ses effets sur le réchauffement de surface des lacs et de ses conséquences en écologie lacustre (phénologie, biodiversité, processus biogéochimiques). La température de surface des lacs a augmenté globalement en moyenne de 0,34°C par décennie (Woolway *et al.*, 2020). Il a d'ailleurs été suggéré que le PVF puisse être utilisé comme un outil pour tamponner les effets du changement climatique sur le réchauffement de l'eau (Exley *et al.*, 2021a).

De manière générale, les températures plus chaudes favorisent la proportion d'organismes de petite taille, au sein et entre espèces, des bactéries aux poissons (Daufresne, Lengfellner & Sommer, 2009; Yvon-Durocher *et al.*, 2011; Forster, Hirst & Atkinson, 2012; Zohary *et al.*, 2021). La taille du corps est un trait biologique et écologique central qui conditionne de très nombreux processus, aussi bien moléculaires qu'évolutifs (Hildrew, Raffaelli & Edmonds-Brown, 2007). La taille du corps est non seulement corrélée à la *fitness* de l'individu et la croissance de la population mais elle contrôle aussi la prédation, et affecte en cascade la dynamique des populations et communautés. En mésocosmes, les chironomidés, souvent abondants et au temps de génération court, sont plus petits lorsque la température augmente (Wonglersak *et al.*, 2021). Parce qu'ils constituent une ressource alimentaire importante pour les poissons, les oiseaux ou les invertébrés, la diminution de la taille des chironomidés peut altérer leur valeur nutritive et modifier les taux d'attaque et le temps nécessaire au prédateur pour les capturer et les consommer (Wonglersak *et al.*, 2021).

La température module la longueur et la stabilité des relations trophiques dans les réseaux trophiques aquatiques de manières variée et indirecte (Gilbert *et al.*, 2014). La température stimule davantage la respiration que la production primaire brute car la dépendance de la respiration vis-à-vis de la température est supérieure à celle de la photosynthèse, ce qui affecte l'équilibre métabolique du système (Allen *et al.* 2005, Yvon-Durocher *et al.* 2010). Le fait que les consommateurs seront probablement plus sensibles aux changements de température que les producteurs risque de renforcer le contrôle top-down des chaînes alimentaires, par augmentation du broutage avec l'augmentation de la température (Kratina *et al.*, 2012; He *et al.*, 2020). Dans le

scénario d'une diminution de température par le PVF, la tendance inverse est attendue, avec un contrôle top-down et une pression de broutage moindres.

En outre, les modifications phénologiques associées aux changements de température peuvent conduire à un décalage trophique entre proies et prédateurs et, ainsi, affecter le flux d'énergie dans le réseau trophique aquatique (He *et al.*, 2020). Par exemple, il a été bien démontré que l'élévation de température avance le développement des blooms phytoplanctoniques au printemps (Peeters *et al.*, 2007; Meis, Thackeray & Jones, 2009). Ce type d'asynchronies entre niveaux trophiques découple la disponibilité de la ressource et les besoins des consommateurs (Peeters *et al.*, 2007; He *et al.*, 2020). La hausse de température peut aussi modifier le régime alimentaire du consommateur, avec une augmentation de l'herbivorie (Zhang *et al.*, 2020) et de la pression de prédation sur les producteurs primaires (Zhang *et al.*, 2020; Lacerot *et al.*, 2021). Si le déploiement du PVF s'accompagne d'une diminution de la température de l'eau, cela pourrait stimuler les organismes ectothermes omnivores à consommer moins de plantes et davantage de ressources d'origine animale, plus faciles à digérer à faible température et plus nutritives (Behrens & Lafferty, 2007).

La température influence fortement les activités biologiques et donc les processus écosystémiques qui en dépendent. Des températures élevées peuvent augmenter les taux physiologiques, comme l'excrétion par les poissons (Zimmer, Herwig & Laurich, 2006; Vanni & McIntyre, 2016). Via l'excrétion, les poissons peuvent ainsi modifier significativement l'apport en nutriments et soutenir une forte proportion de la production primaire (Vanni, 2002). La température de l'eau modifie aussi les taux de décomposition de la matière organique (Chidami & Amyot, 2008; Song *et al.*, 2013). C'est notamment parce que les taux de transformation du carbone, sa séquestration, et sa minéralisation dans l'eau et les sédiments dépendent de l'activité microbienne, contrôlée directement par la température (Gudasz *et al.*, 2010). La faible température de l'eau est souvent associée à une diminution des taux de décomposition et donc, des taux de minéralisation, du fait probable de la réduction de l'activité métabolique des bactéries, décomposeurs et charognards (Chidami & Amyot, 2008; Nobre *et al.*, 2019). Si le déploiement du PVF diminue la température de l'eau, la baisse de la minéralisation du carbone organique conduira à une accumulation du carbone organique dans le sédiment et une altération du cycle du C (Gudasz *et al.*, 2010).

Comme les changements de température affectent une grande variété de processus physiologiques et biologiques associés au métabolisme individuel, des variations, même faibles, pourraient entraîner en cascade des impacts visibles du niveau individuel jusqu'au réseau trophique entier (Gilbert *et al.*, 2014). La réponse des écosystèmes aux changements de température dépendra

ainsi de la complexité du réseau d'interactions et des rétroactions entre processus physiques et biologiques (Gilbert *et al.*, 2014).

### **3. Effets du FPV induits par ses effets sur le vent**

La présence de panneaux crée des zones abritées à la surface du lac où la diminution du contact air-eau diminue et l'augmentation de la rugosité de surface réduisent la vitesse du vent (Armstrong *et al.*, 2020). Néanmoins, l'intensité de ces effets est, cependant, difficile à prédire car dépendante de la combinaison de facteurs tels que le taux de recouvrement par les panneaux, la conception du système, les caractéristiques du lac et du paysage environnant (par ex. morphométrie du lac, présence de végétation en berge ; Armstrong *et al.*, 2020). Des petites variations d'intensité du vent à la surface du lac peuvent avoir des conséquences significatives sur l'écologie du lac (Armstrong *et al.*, 2020; Exley *et al.*, 2021a). Le vent a un rôle central sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce (Deng *et al.*, 2018) puisqu'il affecte directement le brassage de l'eau, la dynamique thermique du lac (Armstrong *et al.*, 2020; Exley *et al.*, 2021a), les flux de gaz à l'interface air-eau (Klaus, Karlsson & Seekell, 2021), la remise en suspension des sédiments et la distribution des nutriments dans la colonne d'eau (Bachmann, Hoyer & Canfield, 2000; Zhu, Qin & Gao, 2005). La réduction de la vitesse du vent peut, par exemple, diminuer la concentration en OD car les échanges gazeux à l'interface sont fonction de la vitesse du vent et de la concentration en gaz (Schladow *et al.*, 2002).

La diminution du vent pourrait aussi produire des effets indirects sur la libération des nutriments et donc l'eutrophisation des lacs peu profonds. En effet, la réduction de la vitesse du vent et l'augmentation de la durée des périodes de faible vent risquent de rallonger les périodes de stabilité et de faible concentration en OD au fond du lac (hypoxie), et de favoriser le relargage du phosphore par le sédiment et la production algale (Deng *et al.*, 2018). D'autre part, le vent fort est souvent associé à un relargage des nutriments par le sédiment par remise en suspension, notamment dans les lacs peu profonds (Tang *et al.*, 2020). Ainsi, alors que le déploiement du PVF pourrait réduire la remise en suspension des sédiments causée par la diminution de la vitesse du vent sous les panneaux solaires, il pourrait aussi augmenter le relargage de nutriments en provenance du sédiment du fait de l'hypoxie à l'interface eau-sédiment. De plus, la réduction de l'intensité du vent pourrait modifier le déplacement vertical et la dispersion horizontale passive, et changer les patrons de distribution des organismes aquatiques (Thackeray *et al.*, 2004). Lorsque le vent est faible, la turbulence n'est pas suffisante pour mélanger ni remettre en suspension le phytoplancton dans la colonne d'eau, ce qui permet aux espèces de petite taille capables de flotter de rester en surface (Webster & Hutchinson, 1994; Huisman *et al.*, 2004). Les mouvements d'eau

induits par le vent peuvent également affecter la distribution horizontale du zooplancton, en favorisant l'accumulation du zooplancton de plus grande taille en fonction de la direction du vent (Thackeray *et al.*, 2004; Blukacz, Shuter & Sprulesc, 2009). Il est donc probable que le déploiement du PVF ait des conséquences sur les patrons spatiaux de distribution des espèces.

#### **4. Interactions entre effets thermiques, lumineux et du vent**

##### *4.1. Effets du PVF sur les patrons de stratification et ses implications*

Les panneaux protègent l'eau du rayonnement solaire et du vent et modifient la température de l'eau, ce qui pourrait conduire à des modifications des patrons de stratification thermique du lac (Armstrong *et al.*, 2020; Exley *et al.*, 2021a). Alors que la température et le vent sont des facteurs physiques du brassage vertical, leurs effets sont différents : la diminution du vent tend à supprimer le mélange et la stratification alors que la baisse de température tend à favoriser le mélange (Winder & Sommer, 2012). Les simulations effectuées par Exley *et al.* (2021a) prédisent qu'un recouvrement supérieur à 50% pourrait conduire à des changements importants de température et la phénologie de stratification. Les réponses les plus probables seraient la diminution de la température de l'eau, de la période de stratification et de la profondeur de mélange, même si pour des scénarios avec des faibles recouvrement par les panneaux, la stratification pourrait être prolongée (Exley *et al.*, 2021a). Comprendre comment le design des panneaux PVF modifie l'intensité et la phénologie de la stratification est donc de première importance. La stratification détermine de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques au sein du lac, dont la dynamique des populations et les interactions spécifiques, et influence les échanges en oxygène, nutriments et carbone entre la surface et le fond du lac (Woolway *et al.*, 2021). Les modifications temporelles du début de stratification peuvent générer des décalages dans l'apparition des blooms phytoplanctoniques et conduire à des décalages trophiques à la base du réseau trophique (Winder & Schindler, 2004). De plus, des stratifications plus longues sont souvent associées à des anoxies dans l'hypolimnion dues à une baisse du brassage vertical de l'oxygène de surface (Foley *et al.*, 2012). A leur tour, les conditions anoxiques au fond du lac entraînent une reminéralisation des nutriments (comme le relargage du phosphore) et favorisent les émissions de méthane par méthanogenèse (Woolway *et al.*, 2021). Le CH<sub>4</sub> est un puissant gaz à effet de serre par rapport au CO<sub>2</sub> (DelSontro, Beaulieu & Downing, 2018) donc, si le PVF rallonge les périodes de stratification et d'anoxie du fond, cela pourrait avoir des conséquences néfastes contreproductives en augmentant la contribution des lacs au réchauffement global via l'augmentation des émissions de CH<sub>4</sub>.

##### *4.2. Effets du PVF sur l'évaporation et la dynamique saisonnière*

L'évaporation de l'eau est un paramètre physique essentiel du fonctionnement des lacs, qui régule la température de surface de l'eau, la stratification, les flux de gaz à l'interface air-eau et les niveaux de l'eau (Gianniou & Antonopoulos, 2007; Xiao *et al.*, 2018; Woolway *et al.*, 2020). Le taux d'évaporation est très dépendant de la température. On estime que les taux d'évaporation moyens annuels dans les lacs vont augmenter de 16% d'ici 2100 en raison du changement climatique (Woolway *et al.*, 2020). Les températures élevées sont corrélées aux changements des cycles saisonniers du niveau d'eau, liés à des taux d'évaporation estivaux plus précoces qui diminuent le niveau de l'eau des lacs (Van Cleave *et al.*, 2014). En induisant des changements de régime hydrique, la baisse du niveau d'eau met non seulement en péril la quantité d'eau (Shalaby, Nassar & Abdallah, 2021) mais aussi la qualité de l'eau et conduire à des bascules trophiques (Randsalu-Wendrup *et al.*, 2016).

Les effets combinés du PVF sur la vitesse du vent et la température de l'eau devraient réduire les pertes d'eau par évaporation (Gaikwad & Deshpande, 2017; Taboada *et al.*, 2017; Farrar *et al.*, 2022). Une étude utilisant des couvertures flottantes a démontré que la diminution du rayonnement solaire, de la ventilation à l'interface eau-air et le blocage de la vapeur d'eau engendrés par l'augmentation du recouvrement de l'eau pourrait réduire jusqu'à 96,8% l'évaporation de l'eau (Shalaby *et al.*, 2021). Dans un test en pilote (bassin de 2m x 2m x 1m), l'installation de panneaux PVF contribue à une diminution de l'évaporation de 60% (Abdelal, 2021). Même si les études empiriques sont limitées, les modèles prédisent une réduction de l'évaporation allant de 50 à 90% (Gadzanku *et al.*, 2021b). Dans un contexte où le changement climatique limite la disponibilité en eau et cause des sécheresses plus fréquentes et plus longues (Adams & Peck, 2008; Pekel *et al.*, 2016), le développement du PVF pourrait permettre d'économiser l'eau. Cependant, ce bénéfice supposé dépend certainement très fortement du contexte, du taux de recouvrement et des conditions météorologiques locales telles que l'humidité relative, la vitesse du vent et la température (Galdino & Olivieri, 2017).

En affectant les propriétés fondamentales des lacs comme la température, la disponibilité en lumière et le brassage de l'eau, le PVF pourrait potentiellement impacter les dynamiques spatiale et saisonnière des lacs (par ex. la dynamique saisonnière du niveau d'eau). Ces dynamiques régissent la non-concordance temporelle des interactions trophiques, ce qui pourrait impacter la structure des réseaux trophiques et les flux d'énergie et engendrer ainsi des bascules sévères de régime trophique (Scheffer *et al.*, 2001).

#### 4.3. Influence du PVF sur le métabolisme et les flux de gaz dans les lacs

Le métabolisme d'un lac repose sur un équilibre entre la respiration (R) et la production primaire brute (PPB), deux processus fondamentaux du fonctionnement des écosystèmes (Solomon *et al.*, 2013). La PPB correspond à l'assimilation et la transformation de carbone inorganique en biomasse organique végétale et la production d'O<sub>2</sub> par photosynthèse, dépendante de la lumière, alors que la respiration, associée aux transformations biochimiques du carbone organique (CO), consomme l'O<sub>2</sub> et rejette du CO<sub>2</sub> et du CH<sub>4</sub> (Staeher & Sand-Jensen, 2007). A l'échelle globale, le ratio PPB:R définit le statut d'un écosystème en tant que source ou puits de C (Staeher & Sand-Jensen, 2007). De même la productivité lacustre est aussi un driver/moteur important des taux d'émission des lacs (Colas *et al.*, 2021). PPB et R sont très sensibles à la luminosité et la température et les PVF peuvent affecter le métabolisme et les émissions de gaz dans les lacs de multiples façons et selon différentes interactions/combinaisons (par exemple, lumière et production primaire, température et taux respiratoires, vent et apport de nutriments). Si par exemple les PVF réduisent la production primaire et les taux métaboliques en raison de la baisse de luminosité et de la baisse de la température, l'écosystème pourrait se transformer en une source de CO<sub>2</sub>. Une forte mortalité des producteurs primaires (phytoplancton et macrophytes) due à la diminution de luminosité est attendue suite à l'installation des PVF. Cela pourrait entraîner une exportation de matière organique vers le sédiment, favorable à la méthanogenèse et aux émissions de CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère (Grasset *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2020). La production de gaz à effet de serre (GES) par les lacs pourrait aussi être stimulée par le PVF si la réduction du vent diminue la concentration en OD ou rallonge les périodes de stratification, et soutient ainsi l'hypoxie. Les faibles concentrations en oxygène et les conditions anoxiques favorisent généralement l'utilisation d'accepteurs d'électrons alternatifs à l'oxygène comme le carbone (pour la méthanogenèse) et les nitrates (dénitrification), avec pour produits finaux N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub>, des GES plus impactants que le CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014). A plus long terme, les lacs pourraient subir un processus d'oligotrophisation du fait de la diminution de la biomasse des producteurs primaires. Cela devrait diminuer la disponibilité en MO, ainsi que la production et l'émission de GES. Cette dynamique dépendra de la température, des conditions d'oxygénation et de la disponibilité en nutriments. Alors que les effets du PVF sur le métabolisme de l'écosystème sont difficiles à prévoir (Armstrong *et al.*, 2020), il est de première importance de les comprendre pour assurer que le PVF n'induit pas d'impacts non souhaitables sur les émissions de GES.

## **5. Implications du PVF des gènes à l'échelle des méta-socio-écosystèmes**

Les organismes peuvent répondre à des modifications de leur environnement selon plusieurs processus : l'adaptation génétique comme la sélection de souches adaptées à des variations de luminosité, la plasticité phénotypique comme l'altération des traits photosynthétiques adaptés à un

environnement faiblement lumineux et le *species sorting* avec la sélection d'espèces adaptées à des variations de luminosité (Litchman *et al.*, 2012). Par exemple, des espèces phytoplanctoniques issues de groupes fonctionnels différents, exposés à des conditions de faible intensité lumineuse, sont capables d'augmenter leur variabilité phénotypique pour réduire la compétition interspécifique et optimiser leur succès individuel (Fontana *et al.*, 2019). Les poissons peuvent aussi répondre rapidement (en quelques générations) à des pressions environnementales comme des changements de température (Crozier & Hutchings, 2014). En utilisant des modèles, Château *et al.*, (2019) prédisent que le refroidissement de l'eau généré par un recouvrement de 60% par les PVF réduirait l'appétit des poissons et par conséquent la production piscicole. Le temps de génération d'une espèce va influencer la dynamique temporelle de sa réponse au PVF, les réponses les plus rapides et intenses concerneront très probablement les espèces ayant des temps de génération courts (Jackson, Pawar & Woodward, 2021). C'est particulièrement vrai pour le phytoplancton, qui est abondant, et dont le temps de génération rapide et la forte diversité phénotypique, peuvent faciliter une évolution rapide des traits en réponse à de fortes pressions de sélection (Litchman *et al.*, 2012). Il est donc très probable que les changements rapides associés au PVF (de température, ou de lumière) induisent une réponse rapide de ces organismes et des effets décalés sur les organismes des niveaux trophiques supérieurs, comme les poissons à forte longévité (Jackson *et al.*, 2021).

La présence de panneaux PVF peut aussi interférer sur les processus qui se produisent à l'interface eau-terre. Les flux de matière, d'organismes et d'énergie entre écosystèmes sont omniprésents, les écosystèmes étant connectés entre eux par des apports réciproques (Schindler & Scheuerell, 2002; Carpenter *et al.*, 2005; Bartels *et al.*, 2012). Par conséquent, des perturbations qui concernent un habitat peuvent avoir, en cascade, des conséquences inattendues dans l'écosystème adjacent (Knight *et al.*, 2005). La matière organique allochtone terrestre constitue une ressource importante des réseaux trophiques aquatiques qui affecte le budget du carbone du lac. Le budget carbone des écosystèmes aquatiques dépend fortement des apports de carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP) terrestres, les feuilles d'arbre étant le principal contributeur de COP terrestre (Meyer, Wallace & Sue, 1998; Bayarsaikhan, Ruhl & Jekel, 2016). Le PVF pourrait affecter l'arrivée de matière organique terrestre de plusieurs manières : 1) par la suppression de la végétation environnante pendant la construction, donc la réduction de l'apport de COP terrestre (les feuilles), 2) les panneaux peuvent empêcher les feuilles de tomber dans l'eau, et 3) la disposition spatiale des panneaux peut aussi modifier le devenir des feuilles en suspension et leur sédimentation en limitant leur dérive. Ainsi le PVF modulera la disponibilité et la distribution spatiale du COP, avec des conséquences importantes sur la biochimie et le fonctionnement de l'écosystème (Meyer *et al.*, 1998). Les insectes émergents sont un lien entre l'écosystème d'eau douce et l'écosystème terrestre

adjacent (Gratton, Donaldson & Zanden, 2008). Dans certaines zones environnantes de grands lacs, l'émergence peut dépasser la production secondaire terrestre d'un facteur 100 voire plus (Bartrons *et al.*, 2013). Or, les insectes aquatiques représentent une ressource significative pour les consommateurs terrestres comme les oiseaux, reptiles et araignées (Nakano & Murakami, 2001). La lumière et la température déclenchent l'émergence des insectes, l'émergence est plus précoce en cas de températures plus chaudes et de photopériode plus longue (Nebeker, 1971; Ivković *et al.*, 2013). Le PVF pourrait donc altérer la phénologie d'émergence des insectes aquatiques et les échanges de nutriments entre écosystèmes, à l'origine d'un décalage trophique avec les consommateurs terrestres.

Les organismes mobiles, tels que les oiseaux, jouent un rôle moteur sur le flux de nutriments entre écosystèmes et le fonctionnement des écosystèmes à large échelle spatiale via leurs déplacements entre zones de nourrissage et d'excrétion (Peller, Marleau & Guichard, 2022). Le PVF peut modifier l'utilisation de l'habitat et le comportement des oiseaux piscivores, et modifier ainsi ce flux des nutriments entre écosystèmes. Les panneaux peuvent attirer certaines espèces d'avifaune (Rosa-Clot, 2020), dont la présence n'est pas toujours désirée car l'accumulation de fientes sur les panneaux solaires peut réduire la production d'énergie. Si les fientes constituent un apport naturel de nutriments dans les lacs (Manny, Johnson & Wetzel, 1994; Chaichana, Leah & Moss, 2010), leur concentration à la surface des panneaux puis leur chasse ponctuelle vers l'eau pendant le nettoyage des panneaux ou au cours de pluies entraînent un apport conséquent et pulsé de nutriments susceptible d'affecter la qualité de l'eau (de Lima *et al.*, 2021).

Le déploiement du PVF peut également influencer les mouvements des organismes et de la matière au sein du réseau de lacs (Loreau, Mouquet & Holt, 2003), à l'échelle du paysage (Heino *et al.*, 2021). Le vent qui balaie la surface du lac peut extraire les cellules végétatives de l'eau et transporter le phytoplancton (Naselli-Flores & Padisák, 2016). L'anémochorie est aussi une voie significative de dispersion du zooplancton entre écosystèmes d'eau douce (Cáceres & Soluk, 2002; Cohen & Shurin, 2003; Havel & Shurin, 2004). La limitation des capacités de dispersion combinée aux pressions de sélection induites par la limitation des ressources (comme la lumière) due au déploiement du PVF pourraient favoriser les processus de goulot d'étranglement génétique et de consanguinité et conduire, ainsi, au déclin des diversités intra- et inter-spécifiques. En ce sens, le PVF pourrait agir sur les patrons locaux et régionaux de biodiversité. Le flux de matière et d'énergie entre écosystèmes est aussi fortement impacté par les actions humaines (Renaud *et al.* 2018). Les lacs sont des écosystèmes reconnus pour leurs multiples usages, comme l'approvisionnement en eau potable, ou les activités récréatives et culturelles (par exemple, pêche, course à pied, promenade du chien, appréciation du paysage). Pour des raisons d'exploitation, de maintenance ou de sécurité,

l'installation du PVF pourrait diminuer ou empêcher complètement ces autres activités humaines. Par exemple, la pratique de la pêche sera nécessairement affectée par le PVF, rendue impossible en cas d'interdiction d'accès au site ou, si le site reste accessible, limitée à certaines zones pour garantir l'intégrité de la structure flottante. La pêche récréative pourrait aussi être impactée via le changement de comportement des poissons préférentiellement cachés sous les panneaux, donc dans des zones où la pêche n'est pas autorisée. Ces changements devront alors être compensés par des changements de pratique de gestion piscicole. L'interdiction au public pourrait limiter fortement les mouvements humains dans le paysage et réduire un important vecteur d'introduction d'espèces non-natives. La réduction (ou la disparition complète) de la pêche pourrait modifier drastiquement la pression de sélection que la pêche induit sur les poissons et conduire à de nouvelles trajectoires évolutives dans les lacs non pêchés. Enfin, l'installation de PVF risque de modifier aussi la perception visuelle des lacs ainsi que des zones rivulaires (du fait, par exemple, de l'arrachage de la végétation en berge pendant la construction ou pendant l'exploitation pour éviter l'ombrage sur les panneaux). Ces aménagements pourraient susciter des potentiels conflits d'usage au sein de la population locale (Pimentel Da Silva & Branco, 2018) et compromettre les bénéfices psychologiques immatériels que ces écosystèmes d'eau douce apportent en tant que patrimoine esthétique. Comme il risque d'impacter les autres activités humaines que ces écosystèmes d'eau douce soutiennent, le déploiement du PVF doit être pensé dans un contexte de méta-socio-écosystèmes (Renaud *et al.*, 2018).

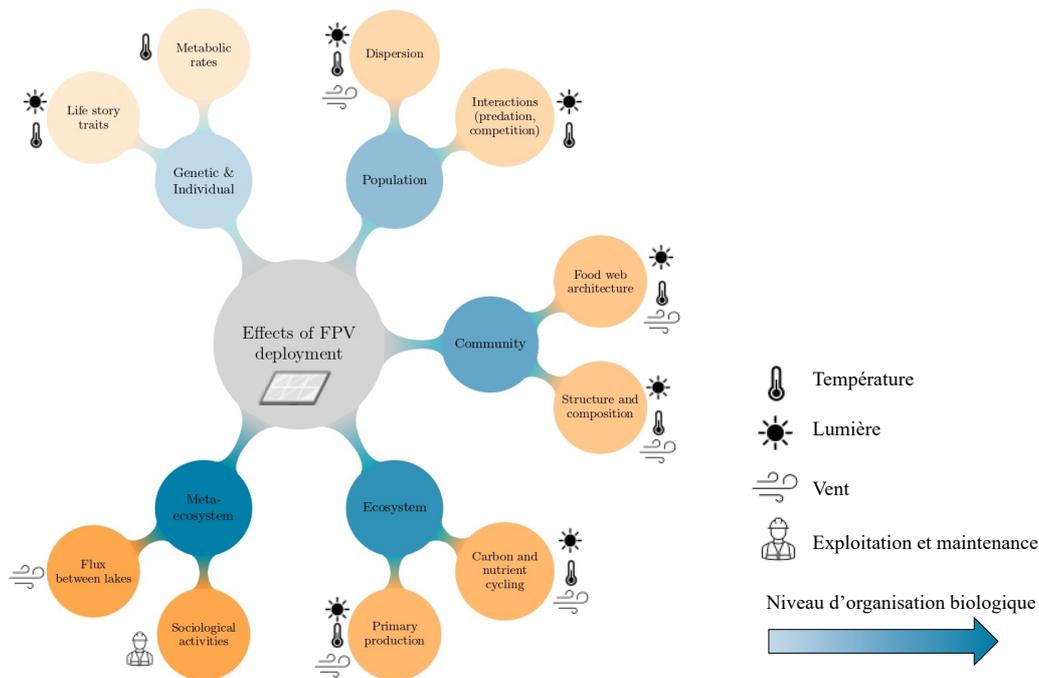
## **6. Le rôle de la structure physique du PVF**

Les panneaux PVF devraient améliorer la complexité de structure du lac en fournissant un nouvel habitat dans la zone pélagique. Les pontons flottants à la base de la structure de panneaux flottants délimitent un nouvel espace dans la zone photique, qui apportent des conditions favorables au biofouling (de Lima *et al.*, 2021) et un habitat pour les espèces sessiles en zone pélagique de Lima *et al.* (2021) a montré que, 9 mois après son installation, la plupart de la surface des structures flottantes était recouverte de petits bivalves et de biofilm. Même si les preuves empiriques des effets écologiques des structures PVF n'existent pas, les études sur le rôle des récifs artificiels montrent que l'augmentation de l'hétérogénéité des habitats associée à la présence de structures artificielles est corrélée avec l'augmentation de l'abondance et de la diversité des macroinvertébrés (Schmude *et al.*, 1998). Les poissons sont aussi attirés par les structures artificielles parce que la complexification de l'habitat fournit une protection, en créant des refuges à la prédation, en augmentant ainsi la survie des juvéniles et en fournissant un substrat favorable à la reproduction (Bolding, Bonar & Divens, 2004; Santos *et al.*, 2011; Yamamoto *et al.*, 2014). Il a été effectivement

montré que la partie inférieure des panneaux flottants pouvait être utilisée comme site de repos et de nidification par les oiseaux et les poissons (Rosa-Clot, 2020; de Lima *et al.*, 2021). Rosa-Clot (2020) ont observé que, dans les lacs recouverts de panneaux PVF, les carpes avaient tendance à rester sous les plateformes flottantes pour profiter de l'ombre et de la présence d'algues fixées. Les structures PVF peuvent aussi réduire la pression de prédation par les oiseaux piscivores parce que i) l'eau et donc la zone de prédation sont moins accessibles du fait de la présence des panneaux, ii) les proies se cachent sous les panneaux pour échapper à la prédation (Pringle, Handler & Pearce, 2017) et iii) les matériaux qui composent la structure peuvent être répulsifs.

## **Conclusions**

Le PVF pourrait entraîner une myriade d'impacts écologiques sur les écosystèmes aquatiques et les écosystèmes terrestres qui les environnent et cela, à différents niveaux d'organisation biologique (Fig. 2). Même s'il est encore difficile de prévoir l'issue de ces multiples effets, parfois opposés, certaines conséquences pourraient compromettre le maintien des nombreux services que ces écosystèmes d'eau douce rendent aux sociétés, comme l'approvisionnement en eau de boisson et la régulation du climat. Sur la base des études d'écologie théorique et des travaux de la littérature sur les effets écologiques des paramètres physiques très probablement impactés par les panneaux (lumière, température, vent), nous estimons que les effets écologiques seront fortement dépendants du contexte, variables selon les contextes environnementaux (comme le statut trophique du lac, le type d'assemblage des communautés, le climat local) et industriels (tel que le taux de recouvrement par les panneaux, le design de la structure flottante) et donc très variables selon les écosystèmes. Quantifier les impacts (positifs ou négatifs) et comprendre comment les lacs vont répondre constituent un réel défi. Cela exige d'effectuer des suivis *in situ* en continu et de long-terme, avant et après l'installation des panneaux, et de combiner des méthodes variées permettant de quantifier la biodiversité aquatique, la structure des réseaux trophiques et les fonctions de l'écosystème. Des études empiriques, menées *in situ* et en conditions contrôlées, sont essentielles pour améliorer la connaissance fondamentale de la réponse des écosystèmes aux changements environnementaux brutaux et pour s'assurer que le PVF remplit son objectif premier de technologie durable.



**Figure 2 :** Impacts écologiques potentiels des PVF à différents niveaux d'organisation biologique.

## Références

- Abdelal Q. (2021). Floating PV; an assessment of water quality and evaporation reduction in semi-arid regions. *International Journal of Low-Carbon Technologies* **16**, 732–739. <https://doi.org/10.1093/ijlct/ctab001>
- Adams R.M. & Peck D.E. (2008). Effects of climate change on water resources. *Effects of Climate Change on Water Resources* **23**, 4
- Armstrong A., Page T., Thackeray S.J., Hernandez R.R. & Jones I.D. (2020). Integrating environmental understanding into freshwater floatovoltaic deployment using an effects hierarchy and decision trees. *Environmental Research Letters* **15**, 114055. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf7b>
- Atkinson D. (1994). Temperature and Organism Size—A Biological Law for Ectotherms? In: *Advances in Ecological Research*. pp. 1–58. Elsevier.
- Bachmann R.W., Hoyer M.V. & Canfield D.E. (2000). The potential for wave disturbance in shallow florida lakes. *Lake and Reservoir Management* **16**, 281–291. <https://doi.org/10.1080/07438140009354236>
- Bartels P., Cucherousset J., Gudasz C., Jansson M., Karlsson J., Persson L., *et al.* (2012). Terrestrial subsidies to lake food webs: an experimental approach. *Oecologia* **168**, 807–818. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2141-7>
- Bartels P., Hirsch P.E., Svanbäck R. & Eklöv P. (2016). Dissolved organic carbon reduces habitat coupling by top predators in lake ecosystems. *Dissolved organic carbon reduces habitat coupling by top predators in lake ecosystems* **19**, 955–967. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9978-x>
- Bartolini F. & Giomi F. (2021). Microclimate drives intraspecific thermal specialization: conservation perspectives in freshwater habitats. *Conservation Physiology* **9**, coab006. <https://doi.org/10.1093/conphys/coab006>
- Barton S., Jenkins J., Buckling A., Schaum C.-E., Smirnov N., Raven J.A., *et al.* (2020). Evolutionary temperature compensation of carbon fixation in marine phytoplankton. *Ecology Letters* **23**, 722–733. <https://doi.org/10.1111/ele.13469>

- Bartrons M., Papeş M., Diebel M.W., Gratton C. & Vander Zanden M.J. (2013). Regional-level inputs of emergent aquatic insects from water to land. *Ecosystems* **16**, 1353–1363. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9688-6>
- Bayarsaikhan U., Ruhl A.S. & Jekel M. (2016). Characterization and quantification of dissolved organic carbon releases from suspended and sedimented leaf fragments and of residual particulate organic matter. *Science of The Total Environment* **571**, 269–274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.148>
- Becker V., Caputo L., Ordóñez J., Marcé R., Armengol J., Crossetti L.O., *et al.* (2010). Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research* **44**, 3345–3354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.018>
- Becker V., de Souza Cardoso L. & Huszar V.L.M. (2009). Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology* **43**, 285–293. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9164-0>
- Behrens M.D. & Lafferty K.D. (2007). Temperature and diet effects on omnivorous fish performance: implications for the latitudinal diversity gradient in herbivorous fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 867–873. <https://doi.org/10.1139/f07-063>
- Berger S.A., Diehl S., Kunz T.J., Albrecht D., Oucible A.M. & Ritzer S. (2006). Light supply, plankton biomass, and seston stoichiometry in a gradient of lake mixing depths. *Limnology and Oceanography* **51**, 1898–1905. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1898>
- Bergström A. & Karlsson J. (2019). Light and nutrient control phytoplankton biomass responses to global change in northern lakes. *Global Change Biology* **25**, 2021–2029. <https://doi.org/10.1111/gcb.14623>
- Bierman V.J., Hinz S.C., Zhu D.-W., Wiseman W.J., Rabalais N.N. & Turner R.E. (1994). A preliminary mass balance model of primary productivity and dissolved oxygen in the Mississippi river plume/inner gulf shelf region. *Estuaries* **17**, 886. <https://doi.org/10.2307/1352756>
- Blukacz E.A., Shuter B.J. & Sprules W.G. (2009). Towards understanding the relationship between wind conditions and plankton patchiness. *Limnology and Oceanography* **54**, 1530–1540. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.5.1530>
- Bolding B., Bonar S. & Divens M. (2004). Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: A literature review. *Reviews in Fisheries Science* **12**, 75–96. <https://doi.org/10.1080/10641260490273050>
- Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S., González-Piana M., Fabre A., Huszar V.L.M., *et al.* (2012). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology* **79**, 594–607. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01242.x>
- Bourassa N. & Cattaneo A. (2000). Responses of a lake outlet community to light and nutrient manipulation: effects on periphyton and invertebrate biomass and composition: *Outlet response to light and nutrients*. *Freshwater Biology* **44**, 629–639. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00610.x>
- Brown J.H., Gillooly J.F., Allen A.P., Savage V.M. & West G.B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* **85**, 1771–1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Cáceres C.E. & Soluk D.A. (2002). Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* **131**, 402–408. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0897-5>
- Carpenter S.R., Cole J.J., Pace M.L., Van de Bogert M., Bade D.L., Bastviken D., *et al.* (2005). Ecosystem subsidies: terrestrial support of aquatic food webs from <sup>13</sup>C addition to contrasting lakes. *Ecology* **86**, 2737–2750. <https://doi.org/10.1890/04-1282>

- Cerri R.D. (1983). The effect of light intensity on predator and prey behaviour in cyprinid fish: Factors that influence prey risk. *Animal Behaviour* **31**, 736–742.  
[https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(83\)80230-9](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(83)80230-9)
- Chaichana R., Leah R. & Moss B. (2010). Birds as eutrophication agents: a nutrient budget for a small lake in a protected area. *Hydrobiologia* **646**, 111–121.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0166-2>
- Château P.-A., Wunderlich R.F., Wang T.-W., Lai H.-T., Chen C.-C. & Chang F.-J. (2019). Mathematical modeling suggests high potential for the deployment of floating photovoltaic on fish ponds. *Science of The Total Environment* **687**, 654–666.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.420>
- Chidami S. & Amyot M. (2008). Fish decomposition in boreal lakes and biogeochemical implications. *Limnology and Oceanography* **53**, 1988–1996.  
<https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.5.1988>
- Cmrlec K., Ivkovic M., Semnicki P. & Mihaljevic Z. (2013). Emergence phenology and microhabitat distribution of aquatic Diptera community at the outlets of barrage lakes: effects of temperature, substrate and current velocity. *Polish Journal of Ecology* **61**
- Cohen G.M. & Shurin J.B. (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* **103**, 603–617. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12660.x>
- Colas F., Baudoin J.-M., Bonin P., Cabrol L., Daufresne M., Lassus R., *et al.* (2021). Ecosystem maturity modulates greenhouse gases fluxes from artificial lakes. *Science of The Total Environment* **760**, 144046. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144046>
- Costa M.R.A., Menezes R.F., Sarmiento H., Attayde J.L., Sternberg L. da S.L. & Becker V. (2019). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia* **831**, 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>
- Crozier L.G. & Hutchings J.A. (2014). Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. *Evolutionary Applications* **7**, 68–87. <https://doi.org/10.1111/eva.12135>
- Daufresne M., Lengfellner K. & Sommer U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**, 12788–12793.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>
- DelSontro T., Beaulieu J.J. & Downing J.A. (2018). Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change: GHG emissions from lakes and impoundments. *Limnology and Oceanography Letters* **3**, 64–75.  
<https://doi.org/10.1002/lol2.10073>
- Deng J., Paerl H.W., Qin B., Zhang Y., Zhu G., Jeppesen E., *et al.* (2018). Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. *Science of The Total Environment* **645**, 1361–1370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.208>
- Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R.T., Molnár Z., *et al.* (2018). Assessing nature’s contributions to people. *Science* **359**, 270–272.  
<https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Dickman E.M., Newell J.M., Gonzalez M.J. & Vanni M.J. (2008). Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**, 18408–18412.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0805566105>
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., *et al.* (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**, 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Edwards K.F., Litchman E. & Klausmeier C.A. (2013). Functional traits explain phytoplankton responses to environmental gradients across lakes of the United States. *Ecology* **94**, 1626–1635. <https://doi.org/10.1890/12-1459.1>

- Exley G., Armstrong A., Page T. & Jones I.D. (2021a). Floating photovoltaics could mitigate climate change impacts on water body temperature and stratification. *Solar Energy* **219**, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2021.01.076>
- Exley G., Hernandez R.R., Page T., Chipps M., Gambro S., Hersey M., *et al.* (2021b). Scientific and stakeholder evidence-based assessment: Ecosystem response to floating solar photovoltaics and implications for sustainability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **152**, 111639. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111639>
- Farrar L.W., Bahaj A.S., James P., Anwar A. & Amdar N. (2022). Floating solar PV to reduce water evaporation in water stressed regions and powering water pumping: Case study Jordan. *Energy Conversion and Management* **260**, 115598. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115598>
- Flecker A.S., Shi Q., Almeida R.M., Angarita H., Gomes-Selman J.M., García-Villacorta R., *et al.* (2022). Reducing adverse impacts of Amazon hydropower expansion. *Science* **375**, 753–760. <https://doi.org/10.1126/science.abj4017>
- Flöder S., Urabe J. & Kawabata Z. (2002). The influence of fluctuating light intensities on species composition and diversity of natural phytoplankton communities. *Oecologia* **133**, 395–401. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1048-8>
- Foley B., Jones I.D., Maberly S.C. & Rippey B. (2012). Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication: Oxygen depletion in a small lake. *Freshwater Biology* **57**, 278–289. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02662.x>
- Fontana S., Thomas M.K., Reyes M. & Pomati F. (2019). Light limitation increases multidimensional trait evenness in phytoplankton populations. *The ISME Journal* **13**, 1159–1167. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0320-9>
- Forster J., Hirst A.G. & Atkinson D. (2012). Warming-induced reductions in body size are greater in aquatic than terrestrial species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**, 19310–19314. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210460109>
- Gadzanku S., Beshilas L. & Grunwald U.B. (2021a). *Enabling Floating Solar Photovoltaic (FPV) Deployment: Review of Barriers to FPV Deployment in Southeast Asia*.
- Gadzanku S., Mirlletz H., Lee N., Daw J. & Warren A. (2021b). Benefits and critical knowledge gaps in determining the role of floating photovoltaics in the energy-water-food nexus. *Sustainability* **13**, 4317. <https://doi.org/10.3390/su13084317>
- Gaikwad O.D. & Deshpande U.L. (2017). Evaporation control using floating PV system and canal rooftop solar system. *International Research Journal of Engineering and Technology* **04**, 214–216
- Galdino M.A.E. & Olivieri M.M. de A. (2017). Some Remarks about the Deployment of Floating PV Systems in Brazil. *J. of Electrical Engineering* **5**. <https://doi.org/10.17265/2328-2223/2017.01.002>
- Gamarra C. & Ronk J. (2009). Floating Solar: An Emerging Opportunity at the Energy-Water Nexus. *Texas water journal* **10**, 32–45
- Gianniou S.K. & Antonopoulos V.Z. (2007). Evaporation and energy budget in Lake Vegoritis, Greece. *Journal of Hydrology* **345**, 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.007>
- Gibson L., Wilman E.N. & Laurance W.F. (2017). How green is ‘green’ energy? *Trends in Ecology & Evolution* **32**, 922–935. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>
- Gilbert B., Tunney T.D., McCann K.S., DeLong J.P., Vasseur D.A., Savage V., *et al.* (2014). A bioenergetic framework for the temperature dependence of trophic interactions. *Ecology Letters* **17**, 902–914. <https://doi.org/10.1111/ele.12307>
- Gillet C. & Dubois J.P. (2007). Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *Journal of Fish Biology* **70**, 1001–1014. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x>

- Gillet C. & QueTin P. (2006). Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *Journal of Fish Biology* **69**, 518–534. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01123.x>
- Grasset C., Mendonça R., Villamor Saucedo G., Bastviken D., Roland F. & Sobek S. (2018). Large but variable methane production in anoxic freshwater sediment upon addition of allochthonous and autochthonous organic matter. *Limnology and Oceanography* **63**, 1488–1501. <https://doi.org/10.1002/lno.10786>
- Gratton C., Donaldson J. & Zanden M.J.V. (2008). Ecosystem linkages between lakes and the surrounding terrestrial landscape in northeast Iceland. *Ecosystems* **11**, 764–774. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9158-8>
- Grippio M., Hayse J.W. & O'Connor B.L. (2015). Solar energy development and aquatic ecosystems in the southwestern United States: Potential impacts, mitigation, and research needs. *Environmental Management* **55**, 244–256. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0384-x>
- Gudasz C., Bastviken D., Steger K., Premke K., Sobek S. & Tranvik L.J. (2010). Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* **466**, 478–481. <https://doi.org/10.1038/nature09186>
- Gvoždík L. (2018). Just what is the thermal niche? *Oikos* **127**, 1701–1710. <https://doi.org/10.1111/oik.05563>
- Haas J., Khalighi J., de la Fuente A., Gerbersdorf S.U., Nowak W. & Chen P.-J. (2020). Floating photovoltaic plants: Ecological impacts versus hydropower operation flexibility. *Energy Conversion and Management* **206**, 112414. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112414>
- Haney J.F. (1988). Diel patterns of zooplankton behavior. *Bulletin of Marine Science* **43**, 583–603
- Hansen A.G., Beauchamp D.A. & Schoen E.R. (2013). Visual prey detection responses of piscivorous trout and salmon: effects of light, turbidity, and prey size. *Transactions of the American Fisheries Society* **142**, 854–867. <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.785978>
- Havel J.E. & Shurin J.B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* **49**, 1229–1238. [https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4\\_part\\_2.1229](https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1229)
- He H., Li Q., Li J., Han Y., Cao Y., Liu W., *et al.* (2020). Turning up the heat: warming influences plankton biomass and spring phenology in subtropical waters characterized by extensive fish omnivory. *Oecologia* **194**, 251–265. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04758-x>
- Heino J., Alahuhta J., Bini L.M., Cai Y., Heiskanen A., Hellsten S., *et al.* (2021). Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological Reviews* **96**, 89–106. <https://doi.org/10.1111/brv.12647>
- Hildrew A.G., Raffaelli D.G. & Edmonds-Brown R. eds (2007). *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Huisman J., Jonker R.R., Zonneveld C. & Weissing F.J. (1999). Competition for light between phytoplankton species: Experimental tests of mechanistic theory. *Ecology* **80**, 211–222
- Huisman J., Sharples J., Stroom J.M., Visser P.M., Kardinaal W.E.A., Verspagen J.M.H., *et al.* (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology* **85**, 2960–2970. <https://doi.org/10.1890/03-0763>
- Ivković M., Miliša M., Previšić A., Popijač A. & Mihaljević Z. (2013). Environmental control of emergence patterns: Case study of changes in hourly and daily emergence of aquatic insects at constant and variable water temperatures: Changes in daily emergence of aquatic insects. *International Review of Hydrobiology* **98**, 104–115. <https://doi.org/10.1002/iroh.201301483>
- Jackson M.C., Pawar S. & Woodward G. (2021). The Temporal Dynamics of Multiple Stressor Effects: From Individuals to Ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **36**, 402–410. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.01.005>

- Jeppesen E., Meerhoff M., Holmgren K., González-Bergonzoni I., Teixeira-de Mello F., Declerck S.A.J., *et al.* (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* **646**, 73–90. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0171-5>
- Karlsson J., Byström P., Ask J., Ask P., Persson L. & Jansson M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* **460**, 506–509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>
- Klaus M., Karlsson J. & Seekell D. (2021). Tree line advance reduces mixing and oxygen concentrations in arctic–alpine lakes through wind sheltering and organic carbon supply. *Global Change Biology* **27**, 4238–4253. <https://doi.org/10.1111/gcb.15660>
- Knight T.M., McCoy M.W., Chase J.M., McCoy K.A. & Holt R.D. (2005). Trophic cascades across ecosystems. *Nature* **437**, 880–883. <https://doi.org/10.1038/nature03962>
- Kratina P., Greig H.S., Thompson P.L., Carvalho-Pereira T.S.A. & Shurin J.B. (2012). Warming modifies trophic cascades and eutrophication in experimental freshwater communities. *Ecology* **93**, 1421–1430. <https://doi.org/10.1890/11-1595.1>
- Kumar M., Mohammed Niyaz H. & Gupta R. (2021). Challenges and opportunities towards the development of floating photovoltaic systems. *Solar Energy Materials and Solar Cells* **233**, 111408. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2021.111408>
- Lacerot G., Kosten S., Mendonça R., Jeppesen E., Attayde J.L., Mazzeo N., *et al.* (2021). Large fish forage lower in the food web and food webs are more truncated in warmer climates. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04777-6>
- Larson J.H., Frost P.C., Lodge D.M. & Lamberti G.A. (2007). Photodegradation of dissolved organic matter in forested streams of the northern Great Lakes region. *Journal of the North American Benthological Society* **26**, 416–425. <https://doi.org/10.1899/06-097.1>
- Lee N., Grunwald U., Rosenlieb E., Mirlletz H., Aznar A., Spencer R., *et al.* (2020). Hybrid floating solar photovoltaics-hydropower systems: Benefits and global assessment of technical potential. *Renewable Energy* **162**, 1415–1427. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.08.080>
- Liboriussen L., Jeppesen E., Bramm M.E. & Lassen M.F. (2005). Periphyton-macroinvertebrate interactions in light and fish manipulated enclosures in a clear and a turbid shallow lake. *Aquatic Ecology* **39**, 23–39. <https://doi.org/10.1007/s10452-004-3039-9>
- de Lima R.L.P., Paxinou K., C. Boogaard F., Akkerman O. & Lin F.-Y. (2021). In-situ water quality observations under a large-scale floating solar farm using sensors and underwater drones. *Sustainability* **13**, 6421. <https://doi.org/10.3390/su13116421>
- Litchman E., Edwards K., Klausmeier C. & Thomas M. (2012). Phytoplankton niches, traits and eco-evolutionary responses to global environmental change. *Marine Ecology Progress Series* **470**, 235–248. <https://doi.org/10.3354/meps09912>
- Loreau M., Mouquet N. & Holt R.D. (2003). Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters* **6**, 673–679. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00483.x>
- Maberly S.C. & Elliot J.A. (2012). Insights from long-term studies in the Windermere catchment: external stressors, internal interactions and the structure and function of lake ecosystems. *Freshwater Biology* **57**, 233–243
- Magnuson J.J., Crowder L.B. & Medvick P.A. (1979). Temperature as an Ecological Resource. *American Zoologist* **19**, 331–343. <https://doi.org/10.1093/icb/19.1.331>
- Manny B.A., Johnson W.C. & Wetzel R.G. (1994). Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. In: *Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes*. (Ed. J.J. Kerekes), pp. 121–132. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Marchand F., Magnan P. & Boisclair D. (2002). Water temperature, light intensity and zooplankton density and the feeding activity of juvenile brook charr (*Salvelinus fontinalis*):

- Factors affecting feeding activity of juvenile brook charr. Freshwater Biology* **47**, 2153–2162.  
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00961.x>
- Mathijssen D., Hofs B., Spierenburg-Sack E., van Asperen R., van der Wal B., Vreeburg J., *et al.* (2020). Potential impact of floating solar panels on water quality in reservoirs; pathogens and leaching. *Water Practice and Technology* **15**, 807–811.  
<https://doi.org/10.2166/wpt.2020.062>
- Mazur M.M. & Beauchamp D.A. (2003). A comparison of Visual Prey Detection Among Species of Piscivorous Salmonids: Effects of Light and Low Turbidities. *Environmental Biology of Fishes* **67**, 397–405
- Meis S., Thackeray S.J. & Jones I.D. (2009). Effects of recent climate change on phytoplankton phenology in a temperate lake. *Freshwater Biology* **54**, 1888–1898.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02240.x>
- Meyer J.D., Wallace J.B. & Sue L.E. (1998). Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. *Ecosystems* **1**, 240–249. <https://doi.org/10.1007/s100219900019>
- Mokany A., Wood J.T. & Cunningham S.A. (2008). Effect of shade and shading history on species abundances and ecosystem processes in temporary ponds. *Freshwater Biology* **53**, 1917–1928. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02076.x>
- Mooney H., Larigauderie A., Cesario M., Elmquist T., Hoegh-Guldberg O., Lavorel S., *et al.* (2009). Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **1**, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.07.006>
- Nakano S. & Murakami M. (2001). Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**, 166–170.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.98.1.166>
- Naselli-Flores L. & Padišák J. (2016). Blowing in the wind: how many roads can a phytoplankton walk down? A synthesis on phytoplankton biogeography and spatial processes. *Hydrobiologia* **764**, 303–313. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2519-3>
- Naselli-Flores L., Zohary T. & Padišák J. (2021). Life in suspension and its impact on phytoplankton morphology: an homage to Colin S. Reynolds. *Hydrobiologia* **848**, 7–30.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-020-04217-x>
- Nebeker A.V. (1971). Effect of high winter water temperatures on adult emergence of aquatic insects. *Water Research* **5**, 777–783. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(71\)90100-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(71)90100-X)
- Nobre R.L.G., Caliman A., Cabral C.R., Araújo F. de C., Guérin J., Dantas F. da C.C., *et al.* (2020). Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Science of The Total Environment* **716**, 137044.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137044>
- Nobre R.L.G., Carneiro L.S., Panek S.E., González M.J. & Vanni M.J. (2019). Fish, including their carcasses, are net nutrient sources to the water column of a eutrophic lake. *Frontiers in Ecology and Evolution* **7**, 340. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00340>
- Olabi A.G. & Abdelkareem M.A. (2022). Renewable energy and climate change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **158**, 112111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112111>
- Paerl H.W. & Otten T.G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology* **65**, 995–1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Peeters F., Straile D., Lorke A. & Livingstone D.M. (2007). Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology* **13**, 1898–1909. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01412.x>
- Pekel J.-F., Cottam A., Gorelick N. & Belward A.S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature* **540**, 418–422.  
<https://doi.org/10.1038/nature20584>
- Peller T., Marleau J.N. & Guichard F. (2022). Traits affecting nutrient recycling by mobile consumers can explain coexistence and spatially heterogeneous trophic regulation across a meta-ecosystem. *Ecology Letters* **25**, 440–452. <https://doi.org/10.1111/ele.13941>

- Piana V., Kahl A., Saviozzi C. & Schumann R. (2021). Floating PV in mountain artificial lakes: a checklist for site assessment. *Renewable Energy and Environmental Sustainability* **6**, 4. <https://doi.org/10.1051/rees/2021002>
- Pimentel Da Silva G.D. & Branco D.A.C. (2018). Is floating photovoltaic better than conventional photovoltaic? Assessing environmental impacts. *Impact Assessment and Project Appraisal* **36**, 390–400. <https://doi.org/10.1080/14615517.2018.1477498>
- Postel S. & Carpenter S.R. (1997). Freshwater ecosystem services. In: *Nature's Services*, Daily, G. pp. 195–214. Island Press, Washington, D.C.
- Pringle A.M., Handler R.M. & Pearce J.M. (2017). Aquavoltaics: Synergies for dual use of water area for solar photovoltaic electricity generation and aquaculture. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **80**, 572–584. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.191>
- Randsalu-Wendrup L., Conley D.J., Carstensen J. & Fritz S.C. (2016). Paleolimnological records of regime shifts in lakes in response to climate change and anthropogenic activities. *Journal of Paleolimnology* **56**, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10933-016-9884-4>
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., *et al.* (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**, 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Renaud P.-C., de O. Roque F., Souza F.L., Pays O., Laurent F., Fritz H., *et al.* (2018). Towards a Meta-Social-Ecological System Perspective: A Response to Gounand *et al.* *Trends in Ecology & Evolution* **33**, 481–482. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.005>
- Reynolds C.S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography* **3**, 141–159. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x>
- Ritchie H. & Roser M. (2020). CO<sub>2</sub> and Greenhouse Gas Emissions. *Our World in Data*
- Rosa-Clot P. (2020). FPV and Environmental Compatibility. In: *Floating PV Plants*. pp. 101–118. Elsevier.
- Rosemond A.D. (1993). Interactions among irradiance, nutrients, and herbivores constrain a stream algal community. *Oecologia* **94**, 585–594. <https://doi.org/10.1007/BF00566976>
- Sahu A., Yadav N. & Sudhakar K. (2016). Floating photovoltaic power plant: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **66**, 815–824. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.051>
- Sand-Jensen K. & Borum J. (1991). Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* **41**, 137–175. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90042-4](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90042-4)
- Santos L.N., García-Berthou E., Agostinho A.A. & Latini J.D. (2011). Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: material type and successional changes. *Ecological Applications* **21**, 251–262. <https://doi.org/10.1890/09-1283.1>
- Scheffer M., Straile D., van Nes E.H. & Houser H. (2001). Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnology and Oceanography* **46**, 1780–1783. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.7.1780>
- Schindler D.E. & Scheuerell M.D. (2002). Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos* **98**, 177–189. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980201.x>
- Schindler D.W. (2009). Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography* **54**, 2349–2358. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2349](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2349)
- Schladow S.G., Lee M., Hürzeler B.E. & Kelly P.B. (2002). Oxygen transfer across the air-water interface by natural convection in lakes. *Limnology and Oceanography* **47**, 1394–1404. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1394>
- Schmude K.L., Jennings M.J., Otis K.J. & Piette R.R. (1998). Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society* **17**, 73–80. <https://doi.org/10.2307/1468052>
- Schwaderer A.S., Yoshiyama K., de Tezanos Pinto P., Swenson N.G., Klausmeier C.A. & Litchman E. (2011). Eco-evolutionary differences in light utilization traits and

- distributions of freshwater phytoplankton. *Limnology and Oceanography* **56**, 589–598.  
<https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.2.0589>
- Shalaby M.M., Nassar I.N. & Abdallah A.M. (2021). Evaporation suppression from open water surface using various floating covers with consideration of water ecology. *Journal of Hydrology* **598**, 126482. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126482>
- Sharma P., Muni B. & Sen D. (2015). Design parameters of 10KW floating solar power plant. In: *International Advanced Research Journal in Science, Engineering and Technology (LARJSET)*. p. 6. IMS Engineering College, Ghaziabad.
- Sims R.E.H. (2004). Renewable energy: a response to climate change. *Solar Energy* **76**, 9–17.  
[https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(03\)00101-4](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(03)00101-4)
- Solomon C.T., Bruesewitz D.A., Richardson D.C., Rose K.C., Van de Bogert M.C., Hanson P.C., *et al.* (2013). Ecosystem respiration: Drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. *Limnology and Oceanography* **58**, 849–866.  
<https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.3.0849>
- Song N., Yan Z.-S., Cai H.-Y. & Jiang H.-L. (2013). Effect of temperature on submerged macrophyte litter decomposition within sediments from a large shallow and subtropical freshwater lake. *Hydrobiologia* **714**, 131–144. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1529-2>
- Staehr P.A. & Sand-Jensen K. (2007). Temporal dynamics and regulation of lake metabolism. *Limnology and Oceanography* **52**, 108–120. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0108>
- Stefan H.G. & Fang X. (1994). Dissolved oxygen model for regional lake analysis. *Ecological Modelling* **71**, 37–68. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)90075-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)90075-2)
- Sturner, Clasen, Lampert, & Weisse (1998). Carbon:phosphorus stoichiometry and food chain production. *Ecology Letters* **1**, 146–150. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1998.00030.x>
- Taboada M.E., Cáceres L., Graber T.A., Galleguillos H.R., Cabeza L.F. & Rojas R. (2017). Solar water heating system and photovoltaic floating cover to reduce evaporation: Experimental results and modeling. *Renewable Energy* **105**, 601–615.  
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.12.094>
- Tadeu C.M.O., Brandão L.P.M., Bezerra-Neto J.F., Pujoni D.G.F. & Barbosa F.A.R. (2021). Photodegradation of autochthonous and allochthonous dissolved organic matter in a natural tropical lake. *Limnologica* **87**, 125846.  
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125846>
- Tang C., Li Y., He C. & Acharya K. (2020). Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu. *Science of The Total Environment* **708**, 135131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135131>
- de Tezanos Pinto P., Allende L. & O'Farrell I. (2006). Influence of free-floating plants on the structure of a natural phytoplankton assemblage: an experimental approach. *Journal of Plankton Research* **29**, 47–56. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbl056>
- Thackeray S.J., Glen George D., Jones R.I. & Winfield I.J. (2004). Quantitative analysis of the importance of wind-induced circulation for the spatial structuring of planktonic populations. *Freshwater Biology* **49**, 1091–1102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01252.x>
- Tina G.M., Bontempo Scavo F., Merlo L. & Bizzarri F. (2021). Analysis of water environment on the performances of floating photovoltaic plants. *Renewable Energy* **175**, 281–295.  
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.04.082>
- Urabe J., Kyle M., Makino W., Yoshida T., Andersen T. & Elser J.J. (2002). Reduced light increases herbivore production due to stoichiometric effects of light/nutrient balance. *Ecology* **83**, 619–627
- Urabe J. & Sterner R.W. (1996). Regulation of herbivore growth by the balance of light and nutrients. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **93**, 8465–8469.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.93.16.8465>

- Vadeboncoeur Y., Vander Zanden M.J. & Lodge D.M. (2002). Putting the Lake Back Together: Reintegrating Benthic Pathways into Lake Food Web Models. *BioScience* **52**, 44. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0044:PTLBTR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0044:PTLBTR]2.0.CO;2)
- Van Cleave K., Lenters J.D., Wang J. & Verhamme E.M. (2014). A regime shift in Lake Superior ice cover, evaporation, and water temperature following the warm El Niño winter of 1997-1998. *Limnology and Oceanography* **59**, 1889–1898. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.6.1889>
- Vanni M.J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **33**, 341–370. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150519>
- Vanni M.J. & McIntyre P.B. (2016). Predicting nutrient excretion of aquatic animals with metabolic ecology and ecological stoichiometry: a global synthesis. *Ecology* **97**, 3460–3471. <https://doi.org/10.1002/ecy.1582>
- Webster I.T. & Hutchinson P.A. (1994). Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnology and Oceanography* **39**, 365–373. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.2.0365>
- Williamson C.E., Saros J.E., Vincent W.F. & Smol J.P. (2009). Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* **54**, 2273–2282. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2273](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2273)
- Winder M. & Schindler D.E. (2004). Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* **85**, 2100–2106. <https://doi.org/10.1890/04-0151>
- Winder M. & Sommer U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* **698**, 5–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>
- Wissel B., Boeing W.J. & Ramcharan C.W. (2003). Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes. *Limnology and Oceanography* **48**, 1965–1976. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.5.1965>
- Wonglersak R., Fenberg P.B., Langdon P.G., Brooks S.J. & Price B.W. (2021). Insect body size changes under future warming projections: a case study of Chironomidae (Insecta: Diptera). *Hydrobiologia* **848**, 2785–2796. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04597-8>
- Woolway R.I., Kraemer B.M., Lenters J.D., Merchant C.J., O'Reilly C.M. & Sharma S. (2020). Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment* **1**, 388–403. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0067-5>
- Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A., Debolskiy A., Golub M., Mercado-Bettín D., *et al.* (2021). Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature Communications* **12**, 2318. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>
- Xiao K., Griffis T.J., Baker J.M., Bolstad P.V., Erickson M.D., Lee X., *et al.* (2018). Evaporation from a temperate closed-basin lake and its impact on present, past, and future water level. *Journal of Hydrology* **561**, 59–75. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.059>
- Xu H., Li H., Tang Z., Liu Y., Li G. & He Q. (2020). Underestimated methane production triggered by phytoplankton succession in river-reservoir systems: Evidence from a microcosm study. *Water Research* **185**, 116233. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116233>
- Yamamichi M., Kazama T., Tokita K., Katano I., Doi H., Yoshida T., *et al.* (2018). A shady phytoplankton paradox: when phytoplankton increases under low light. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **285**, 20181067. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1067>
- Yamamoto K.C., Freitas C.E. de C., Zuanon J. & Hurd L.E. (2014). Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species? *Ecological Engineering* **67**, 165–170. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.045>
- Yvon-Durocher G., Jones J.I., Trimmer M., Woodward G. & Montoya J.M. (2010). Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 2117–2126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0038>

- Yvon-Durocher G., Montoya J.M., Trimmer M. & Woodward G. (2011). Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology* **17**, 1681–1694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02321.x>
- Zhang P., van Leeuwen C.H.A., Bogers D., Poelman M., Xu J. & Bakker E.S. (2020). Ectothermic omnivores increase herbivory in response to rising temperature. *Oikos* **129**, 1028–1039. <https://doi.org/10.1111/oik.07082>
- Zhu G., Qin B. & Gao G. (2005). Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chinese Science Bulletin* **50**, 577–582. <https://doi.org/10.1007/BF02897483>
- Zimmer K.D., Herwig B.R. & Laurich L.M. (2006). Nutrient excretion by fish in wetland ecosystems and its potential to support algal production. *Limnology and Oceanography* **51**, 197–207. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1.0197>
- Zohary T., Flaim G. & Sommer U. (2021). Temperature and the size of freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia* **848**, 143–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04246-6>