



HAL
open science

Biofaçade de microalgues comme solution pour développer des bâtiments et des systèmes de culture durables

Flora Girard

► **To cite this version:**

Flora Girard. Biofaçade de microalgues comme solution pour développer des bâtiments et des systèmes de culture durables. Génie des procédés. Nantes Université, 2023. Français. NNT : 2023NANU4018 . tel-04229776

HAL Id: tel-04229776

<https://theses.hal.science/tel-04229776>

Submitted on 5 Oct 2023

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.

THÈSE DE DOCTORAT DE

NANTES UNIVERSITÉ

ÉCOLE DOCTORALE N° 602
Sciences de l'ingénierie et des systèmes
Spécialité : Génie des procédés

Par

Flora GIRARD

Microalgae biofacade as a solution for sustainable buildings and microalgae production

Thèse présentée et soutenue à Saint-Nazaire, le 23 Mai 2023
Unité de recherche : Laboratoire GEPEA, UMR-CNRS 6144

Rapporteurs avant soutenance :

Diane THOMAS Professeure, Université de Mons, Belgique
Jean Philippe STEYER Directeur de Recherche, INRAE, Narbonne, France

Composition du Jury :

Attention, en cas d'absence d'un des membres du Jury le jour de la soutenance, la composition du jury doit être revue pour s'assurer qu'elle est conforme et devra être répercutée sur la couverture de thèse

Présidente :	Diane THOMAS	Professeure, Université de Mons, Belgique
Examineurs :	Antoinette KAZBAR	Assistant Professor, Wageningen University
	Christophe LASSEUR	Directeur de Recherche, ESA
Directeur de thèse :	Jeremy PRUVOST	Professeur, Nantes Université
Co-encadrante de thèse :	Cyril TOUBLANC	Maître de conférence, ONIRIS
	Yves ANDRES	Professeur, IMT Atlantique

REMERCIEMENTS

Je remercie grandement Mme. Diane Thomas et Mr. Jean-Phillippe Steyer d'avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse. Tous mes remerciements également à Mme. Antoinette Kazbar et Mr. Christophe Lasseur d'avoir accepté de juger ce travail. J'ai choisi mes membres du jury avec rigueur et vos avis sont d'une grande valeur.

Je souhaite remercier tout particulièrement mon directeur de thèse Mr. Jeremy Pruvost et mes encadrants Mr. Cyril Toublanc et Mr. Yves Andres pour la confiance que vous m'avez accordée et pour les nombreux échanges très enrichissants que nous avons eus au cours de ma thèse et qui m'ont beaucoup appris. Merci d'avoir toujours répondu présent à toutes mes sollicitations que ce soit pour m'aider dans l'avancement de ma thèse, pour préparer des congrès ou encore relire mes articles et chasser les trop nombreuses fautes d'orthographe et de syntaxe.

Je tiens à remercier également les membres de mon CSI Mr. Jack Legrand et Mr. Laurent Pilon pour leurs précieux conseils tout au long de ma thèse. Laurent merci de m'avoir accueillie à Los Angeles pendant 1 mois. Ce fut une période de travail intense pendant laquelle tu m'as beaucoup appris et tes conseils ont été très importants pour la finalisation de ma thèse tant sur le plan scientifique que méthodologique.

Je remercie également tout le personnel du laboratoire et d'Algosolis qui m'ont aidée dans la réalisation de mes travaux. J'adresse des remerciements tout particuliers à Emmanuel, Laura, Benjamin et Jordan, que j'ai sollicités pour ma campagne de manip' thermique, le projet Green Building et pour la réalisation de la capsule vidéo pour l'HCERES. C'est toujours très agréable de travailler avec vous, j'ai appris beaucoup et toujours dans la bonne humeur.

Je tiens à remercier également les chercheu.r.se.s et enseignant-chercheu.r.se.s de l'équipe BAM pour vos précieux conseils notamment lors de mes présentations en séminaire d'équipe.

Je remercie aussi le personnel administratif du laboratoire. Marie-Pierre, Carole et Laurence qui ont toujours su répondre rapidement et dans la bonne humeur à mes nombreuses sollicitations surtout dans ces derniers mois de thèse. Merci également à Laurette pour

ton accueil, ton énergie et pour nos discussions dans le bureau qui étaient toujours les bienvenus pour nous changer les idées.

Je remercie tous les doctorant.e.s et post-doctorant.e.s du laboratoire qui ont été d'un soutien sans faille pendant ma thèse. Merci à Julie, Khadija, Jack, Vladimir, Elodie, Solène, Abdallah, Julien, Joris, Stéphanie, Hugo, Fernando, Nourhen, Putty, Romain, Ilia, Hengsim, Shuli, Marlène, Camille, Meriem, Samy, Tristan, Alexia, Marie et Visakha. Avec un remerciement tout particulier à Julie sans qui les journées derrière mon ordinateur auraient eu une toute autre saveur. Je ne suis pas prête d'oublier mes belles années de doctorat à Saint-Nazaire grâce à toi. Merci !

Je n'oublierai pas les doctorant.e.s du bureau Doc'GEPEA Queen, Camille, Morgane, Eva, Mayumi, Marion, Alejandra, Thibault, Wiviane et Gabriel. J'ai pris beaucoup de plaisir à animer ce réseau des doctorant.e.s du laboratoire avec vous.

J'aurai également une pensée particulière à « mes chatons » Elsa et Laetitia ; les Anchoies Margot, Juliette et Anaïg ; la meute Charlotte, Alex et Louis ; et les Zozos Thomas, Pierrick, Hugo, Elodie et Julie. Toutes et tous avez su m'apporter une bouffée d'oxygène lorsque cela devenait nécessaire ; toutes nos aventures sont toujours des purs moments de bonheur et j'espère qu'il y en aura encore plein d'autres comme ça.

Enfin, et pas des moindres, merci à mon extraordinaire famille qui, de l'autre bout de la France m'ont soutenu et encouragé.

Je ne pourrais jamais assez remercier mes formidables parents qui sont une vraie source d'inspiration et qui ont su me donner les clés et m'aider dans tous les projets que j'ai entrepris.

Alban et Marion merci pour tous vos conseils de frère et sœur qui comptent énormément pour moi.

Valentin merci pour ta patience, ta confiance, ton regard optimiste et positif et surtout merci de m'épauler dans tous mes projets les plus fous même ceux qui m'éloignent à 800 km de toi.

Flora

TABLE DES MATIÈRES

1 Etude bibliographique	11
1.1 Introduction	11
1.2 Le dérèglement climatique	11
1.2.1 Les limites planétaires	11
1.2.2 Les enjeux du secteur du bâtiment	14
1.3 La culture de microalgues	19
1.3.1 Les systèmes de cultures de microalgues	22
1.3.2 Enjeux rencontrés par les photobioréacteurs	23
1.4 Les biofacades de microalgues pour répondre concomitamment aux enjeux des bâtiments et des systèmes de culture de microalgues	25
1.4.1 Les différentes technologies de biofaçade de microalgues	25
1.4.2 Performances des biofaçades de microalgues	27
1.5 La modélisation numérique	31
1.5.1 Les outils de modélisation multi-physique	31
1.5.2 Le langage Modelica	33
1.6 Conclusion	35
Bibliographie	37
2 Modèle thermique système bâtiment -biofaçade	45
2.1 Introduction	45
2.1.1 Modélisation thermique des systèmes de culture de microalgues	45
2.1.2 Modèle thermique de la biofaçade de microalgues	46
2.2 Publication	46
2.3 Conclusion et perspectives	62
Bibliographie	63
3 Optimisation thermique de la biofaçade : solutions de refroidissement passives et semi-passives	65
3.1 Introduction	65

3.1.1	Gérer les échanges radiatifs entre le PBR et l'extérieur	65
3.1.2	Pouvoir de refroidissement de l'ACC	66
3.2	Publication	67
3.3	Conclusion et perspectives	107
	Bibliographie	109
4	Modèle de recyclage des eaux jaunes (urine) du bâtiment comme source de nutriments pour la culture de microalgue en façade	111
4.1	Introduction	111
4.1.1	Processus de traitement des eaux usées et recyclages des nutriments	112
4.1.2	Séparation sélective des urines	112
4.1.3	Production de microalgues avec des effluents comme source de nutriments	113
4.2	Publication	113
4.3	Conclusion et Perspectives	148
	Bibliographie	150
	Publications et Congrès	157

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'agence Internationale de l'Energie (IEA) a rapporté qu'en 2021 le fonctionnement des bâtiments représentait 30% de la consommation finale d'énergie et 27% des émissions totales du secteur de l'énergie (i.e. émissions de CO_2 provenant de la combustion d'énergie et des processus industriels). Par rapport à ces consommations énergétiques 50% sont liées au chauffage et à la climatisation des bâtiments pour assurer le confort thermique des occupants, selon l'Ademe. Le secteur du bâtiment va donc devoir se transformer pour atteindre la neutralité carbone d'ici 2050 qui est un objectif inscrit dans la loi Energie Climat votée en France en 2019.

La conception de l'enveloppe du bâtiment est essentielle pour définir la demande en chauffage et en refroidissement, et pour garantir le confort, la qualité de l'environnement intérieur et la sécurité. Une bonne conception des bâtiments, intégrant des enveloppes performantes, est donc un levier important pour réduire les besoins thermiques des bâtiments tout en assurant le confort aux occupants. Des solutions sur l'isolation et les fenêtres sont ainsi étudiées avec le développement de nouveaux procédés innovants et plus efficaces que les solutions standards (verres isolants, matériaux à changement de phase, double enveloppe etc.).

C'est dans cette optique qu'ont été développées les biofaçades de microalgues. Cette technologie consiste à installer des systèmes de culture de microalgues en façade de bâtiments. L'objectif est de créer une façade « active » capable de réduire les consommations liées au confort thermique des occupants du bâtiment (réduire les apports de chaleur en été et les déperditions en hiver, tout en créant une synergie par la mutualisation des matériaux de construction, et les échanges de matière et d'énergie entre les deux systèmes, afin de développer des bâtiments plus durables (Figure 1.4). Le concept de façade "active" s'explique également par le fait qu'une source de revenue est apportée grâce à la production d'une biomasse à haute valeur ajoutée. Les biofacades de microalgues sont donc considérées comme une technologie innovante pour l'architecture haute performance, tout en visant à transformer l'enveloppe du bâtiment en usine de recyclage et de production d'une biomasse microalgale.

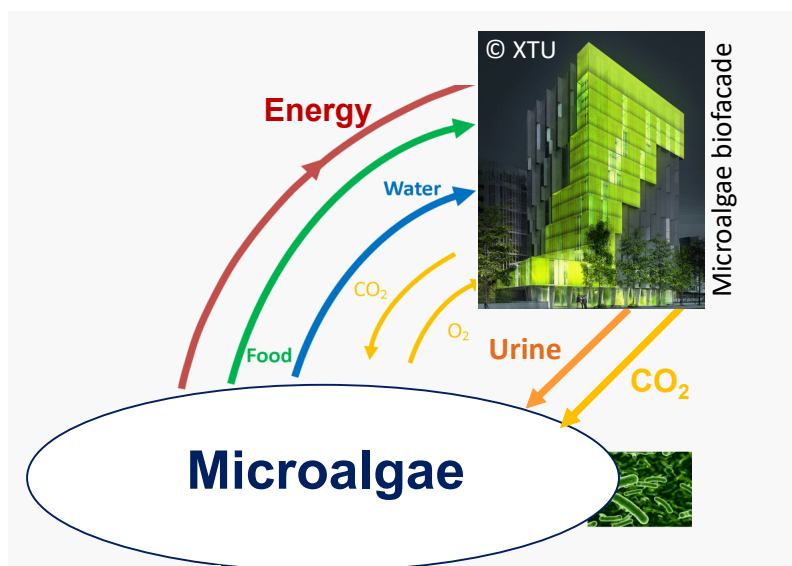


FIGURE 1 – Symbiose bâtiment-biofacade de microalgue

Ce concept d'intégration de culture de microalgues en façade de bâtiments est étudié depuis 2013 au laboratoire GEPEA. Historiquement, la biofacade de microalgue a été développée par X-TU et le consortium *SymBIO₂* (GEPEA, Algosource Technologies, Viry, Oasis, le CSTB (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment) et Séché Environnement). X-TU est l'inventeur et propriétaire du brevet sur la coursive de ventilation (Air Cooling Channel (ACC)) entre les photobioréacteurs en façade et l'intérieur du bâtiment. L'objectif du projet *SymBIO₂* était de démontrer la faisabilité de cultiver des microalgues en façade de bâtiment. Dans cette optique, une thèse CIFRE (Eglantine Todisco) a été réalisée au laboratoire GEPEA en 2016, en partenariat avec Séché Environnement. Cette thèse a permis de démontrer expérimentalement les performances de la biofacades de microalgues (productivité en biomasse et thermique) et a mis en évidence des pistes d'optimisation de ce procédé (améliorer l'injection d'air pour limiter la formation de biofilm, intégrer l'enveloppe du bâtiment au modèle thermique de la biofacade, optimiser les propriétés des verres des photobioréacteurs, utiliser les fumées de chaudière comme source de CO_2 etc.).

Par la suite le projet Algesens avec l'immeuble In Vivo a été récompensé en 2016 dans le cadre de l'appel à projet Réinventer Paris. Ce projet, porté par X-TU Architects et MU Architecture pour le compte de BPD Marignan et du Groupe SNI, a pour but de construire trois bâtiments dans le *XIII^{ème}* arrondissement à Paris : "Tree House" qui est une tour couverte d'arbres et d'arbustes pour favoriser la biodiversité, "Plant House" qui

est une tour équipée de potager pour développer l'agriculture urbaine et "AlgoHouse" qui est une tour équipée d'une biofaçade de microalgue de 300 m^2 . Ces tours sont actuellement en phase de travaux et la livraison est prévue en 2024.

L'objectif de cette thèse est de développer un outil de modélisation système pour évaluer le potentiel de différentes conceptions de biofaçades dans la perspectives de créer des bâtiments durables. A travers cette notion de bâtiments durables, on a cherché à évaluer les performances énergétiques du procédé dans son ensemble et les échanges de matières et d'énergie entre le bâtiment et la biofaçade de microalgues.

Ces travaux de recherche s'inscrivent dans le cadre du projet DISCUS (Developing Innovative Integrated Solutions for Sustainable Communities and Urban Systems), financé par l'ISITE NExT. L'ambition de ce projet est de développer des solutions durables pour l'environnement urbain. Ce projet est une collaboration internationale entre Nantes Université et University California Los Angeles (UCLA).

Ce manuscrit présente les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse.

Le **premier chapitre** propose un état de l'art sur la question du dérèglement climatique et les enjeux du secteur du bâtiment. Une seconde partie développe les différents procédés de culture de microalgues et les enjeux rencontrés par les systèmes actuels. La dernière partie compare les différents outils de modélisation système disponibles et présente celui utilisé dans ce travail.

Le **second chapitre** présente la modélisation thermique d'un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgues. Le modèle est ensuite utilisé pour mener une analyse énergétique visant à comparer les consommations en chauffage et en climatisation selon la localisation et l'inertie du bâtiment. Cette étude compare un bâtiment standard (sans biofaçade) à un bâtiment et sa biofaçade de microalgues. L'analyse est menée pour deux localisations aux climats différents, à savoir Nantes (climat océanique) et Los Angeles (climat semi-aride).

Le **troisième chapitre** s'intéresse à l'optimisation thermique de la biofaçade de microalgue. Ce chapitre présente l'utilisation du modèle thermique biofaçade-bâtiment sur des cas d'étude précis pour dimensionner des solutions de conception afin de diminuer les consommations énergétiques spécifiques au refroidissement du milieu de culture. Trois solutions passives et semi-passives sont étudiées dans cette partie.

Le **quatrième et dernier chapitre** s'intéresse aux échanges de matières entre le bâtiment et la biofaçade de microalgues en façades. Ce chapitre étudie en particulier l'intérêt

d'exploiter la séparation sélective des urines comme source d'azote et de phosphore pour la culture de microalgue en façade. Le modèle de ce procédé est présenté et utilisé pour simuler la collecte des urines dans un bâtiment de bureau de 1 000 m^2 pour alimenter une biofaçade de 350 m^2 . L'objectif de cette étude est d'évaluer le potentiel d'une biofaçade comme solution de traitement in-situ des eaux jaunes d'un bâtiment pour réduire à la fois les rejets du bâtiment, et les besoins en intrants chimiques de la biofaçade.

ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Introduction

Ce chapitre présente une étude bibliographique découpée en 5 parties. La première partie expose le contexte général dans lequel s'inscrit les travaux de recherche de cette thèse. Pour cela une étude des rapports d'experts sur la question du dérèglement climatique est présentée ainsi que les enjeux du secteur du bâtiment. La partie suivante (sections 3) présente les technologies de culture de microalgues et les enjeux rencontrés par les procédés de culture actuel. La quatrième partie développe les technologies de culture de microalgues en façade de bâtiment (biofaçade de microalgues) et leurs performances. Enfin la dernière partie (section 5) présente quelques outils de modélisation numérique et détaille l'outil utilisé dans le cadre de ces travaux de recherche.

1.2 Le dérèglement climatique

Mi-Novembre 2022 la population mondiale a dépassé les 8 milliards d'habitants et les estimations prédisent que nous serons 9.7 milliards en 2050. Cette importante augmentation de la population fait peser une menace sur la disponibilité des ressources planétaires qu'elle consomme.

1.2.1 Les limites planétaires

Les limites planétaires correspondent aux limites que l'humanité ne doit pas dépasser pour continuer à se développer et à prospérer pour les générations futures. Elles ont été définies par rapport à l'Holocène qui désigne l'ère géologique au cours de laquelle les changements environnementaux se produisaient naturellement et pour laquelle la Terre utilisait ses capacités de régulation naturelle pour maintenir les conditions du développement humain (Rockström et al. 2009). Notre système Terre possède 9 limites planétaires

à ne pas dépasser pour éviter un changement d'état irréversible du système celles-ci sont données sur la Figure 1.1.



FIGURE 1.1 – Les limites planétaires (Steffen et al. 2015)

Depuis la révolution industrielle, nous sommes entrés dans une nouvelle ère géologique : l'Anthropocène, où les changements environnementaux sont déterminés par l'action humaine. Aujourd'hui, 4 de ces 9 limites planétaires ont déjà été dépassées (orange) ou sont susceptibles de l'être prochainement (jaune) : le changement climatique, l'érosion de la biodiversité, les flux biogéochimiques et le changement d'occupation des sols (Figure 1.1). Concernant les autres limites, on considère qu'elles ne sont pas encore dépassées notamment du fait que nous avons du mal à les quantifier (les limites concernant la pollution chimique, les émissions d'aérosols dans l'atmosphère et la diversité fonctionnelle). Pour d'autres le dépassement est imminent, telle que la limite de consommation d'eau douce par exemple.

Le dépassement de ces limites planétaires est souvent une réaction en cascade. Par exemple le changement d'occupation des sols est dû aux activités humaines qui entraîne une diminution importante de la biodiversité et impacte les courts d'eau et les cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et du carbone. Ainsi l'affaiblissement des puits de carbone terrestre s'accélère et l'augmentation de la concentration en Gaz à Effet de Serre (GES) dans l'atmosphère amplifie le réchauffement climatique. Dans ces GES, on compte principalement le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4) et le protoxyde d'azote (N_2O). Depuis 2019, la concentration en CO_2 atmosphériques est supérieure à 410 ppm de CO_2 (concentration la plus élevée depuis 2 millions d'années), la concentration en CH_4 est d'environ 1866 ppb et la concentration en protoxyde d'azote est de 332 ppb (Masson-Delmotte et al. 2021).

Le CO_2 est le GES anthropique le plus important. En 2018, les principales sources d'émissions de CO_2 liées à la combustion d'énergie dans le monde sont de 41% pour la production d'électricité, 25% pour les transports, 18% pour le secteur de l'industrie et de la combustion, 6% pour le secteur de l'énergie hors électricité, 6% pour le secteur résidentiel et 4% pour le secteur tertiaire. En France, le secteur tertiaire représente 12% des émissions de CO_2 associées à la combustion d'énergie en 2018 (Commissariat général au développement durable 2018).

C'est donc pour réduire les émissions mondiales de GES qu'a été signé l'Accord de Paris (Nations s. d.). L'accord de Paris est un traité international adopté lors de la COP21 en décembre 2015. Cet accord définit les objectifs pour lutter contre les changements climatiques. L'objectif principal est de limiter le réchauffement climatique en dessous de 2°C en 2100 par rapport à 1850. Pour cela l'objectif de neutralité carbone en 2050 est inscrit dans la loi Climat et résilience promulguée en Août 2021 (*Loi climat et résilience* s. d.). Cette loi française vise à "accélérer la transition de notre modèle de développement vers une société neutre en carbone, plus résiliente, plus juste et plus solidaire" en agissant sur tous les secteurs d'activité : bâtiments, transports, industrie, agriculture etc. Ce changement de paradigme s'appuie notamment sur le principe d'économie circulaire qui vise à limiter la consommation de matières premières et augmenter le recyclage. Ce modèle économique s'oppose au modèle d'économie linéaire actuel : extraire, fabriquer, consommer, jeter (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires 2023)

1.2.2 Les enjeux du secteur du bâtiment

Le secteur du bâtiment englobe les bâtiments résidentiels et les bâtiments tertiaires (activités administratives, santé, enseignement, commerce, restauration etc.). En 2021, ce secteur est responsable de 30% de la consommation finale d'énergie mondiale et de 27% des émissions de CO_2 . 8% sont des émissions de CO_2 direct et 19% sont indirectes, liées à la production d'électricité et le chauffage du bâtiment (Agency 2022). Pour atteindre l'objectif de neutralité carbone d'ici 2050, le secteur du bâtiment doit donc diviser par deux ces émissions de carbone liées à l'opération des bâtiments. Pour cela la *Directive 2010/31/UE du parlement européen et du conseil du 19 Mai 2010 sur la performance énergétique des bâtiments* (s. d.) définit les règles en matière d'isolation thermique et de ventilation des bâtiments. Elle a été améliorée pour la dernière fois en 2021 pour tendre vers des bâtiments à énergie zéro (ZEB) et atteindre l'objectif de neutralité carbone de ce secteur. Pour atteindre cela, la directive définit notamment les critères que doivent respecter les enveloppes de bâtiment. En effet, l'enveloppe du bâtiment est l'interface entre l'intérieur et l'extérieur et régit donc la demande en matière de chauffage et de refroidissement des bâtiments (IEA 2013).

1.2.2.1 Les enveloppes des bâtiments

L'enveloppe du bâtiment agit comme un filtre entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment pour réguler le transfert de chaleur, le taux d'humidité, permettre la ventilation etc (Konstantoglou et Tsangrassoulis 2016).

En améliorant les performances des enveloppes de bâtiments, la consommation énergétique pour le chauffage a été diminuée de 10% depuis 2010. Pour continuer dans cette dynamique et tendre vers des bâtiments ZEB, des façades durables ou haute performance ont été développées (D'Agostino et Mazzarella 2019). Parmi celles-ci on compte notamment les façades dynamiques et adaptatives. Ces façades ont l'intérêt d'avoir des propriétés thermique, solaire, et optique qui changent au cours du temps de manière passive ou à l'aide de systèmes de contrôle (Attia et al. 2020). Il existe de nombreuses technologies telles que :

- l'intégration de matériaux électrochromes dans les vitrages et les façades. Les matériaux électrochromes ont la particularité de modifier leurs propriétés quand ils sont soumis à un courant électrique (Rosseinsky et al. 2013). Cannavale et al. (2020) ont par exemple étudié l'efficacité des vitrages électrochromes pour améliorer les per-

performances énergétiques des bâtiments. Les résultats de leur étude bibliographique ont montré qu'il existait beaucoup de technologies de vitrages électrochromes avec des performances différentes mais que l'élément le plus important pour maximiser l'efficacité de ces vitrages est d'adapter la stratégie de contrôle aux caractéristiques du verre, au bâtiment et au climat.

- des façades à impact solaire actif qui intègre par exemple des panneaux photovoltaïques comme dans la double enveloppe étudiée par Spiliotis et al. (2020). Dans cette étude les auteurs ont évalué l'efficacité d'une enveloppe double-peau composée de panneaux photovoltaïques pour développer des bâtiments ZEB. Les résultats de simulation définissent la configuration optimale de ce procédé en fonction du bâtiment et de la localisation.
- des façades intégrant des Matériaux à Changement de Phase (MCP). Les MCP ont la particularité de changer d'état (solide à liquide) lorsque la température ambiante atteint le point de fusion du matériau. Ce changement d'état entraîne l'absorption de chaleur qui est libérée lorsque la température atteint le point de solidification du MCP, il passe alors d'un état liquide à solide. Ces matériaux peuvent par exemple être intégrés dans les matériaux cimentaires pour améliorer le stockage thermique des bâtiments. da Cunha et de Aguiar (2020) ont notamment évalué l'efficacité des MCPs pour améliorer les performances énergétiques des bâtiments. Les résultats de cette étude bibliographique mettent en évidence le potentiel de ces procédés pour améliorer l'isolation thermique des bâtiments. L'efficacité des MCPs est maximale quand ses propriétés thermiques, physiques, cinétiques, chimiques et économiques sont adaptées au condition environnementale.
- des façades et toits végétalisés. Banti et al. (2023) ont par exemple évalué l'impact des murs végétalisés sur les performances énergétiques d'un bâtiment industriel en Italie. Les résultats de simulation ont montré que le mur végétalisé permettait d'améliorer les performances énergétiques du bâtiment pendant les jours les plus chauds de l'année, et précisent les conditions d'installation optimales pour maximiser cet effet. Djedjig (2015) ont évalué en détail l'effet thermique des enveloppes végétalisées sur les performances énergétiques des bâtiments. Les résultats de simulation mettent en évidence que les murs végétalisés sont intéressants dans les pays chauds pour diminuer la demande en refroidissement des bâtiments. En revanche, ils s'avèrent moins intéressants lorsqu'il s'agit de réduire la demande en chauffage.

1.2.2.2 Les effluents des bâtiments comme source de nutriments

L'opération des bâtiments produit majoritairement deux types d'émissions directes : (1) les effluents liquides et (2) gazeux.

1. Les effluents liquides correspondent aux eaux usées qui sont des eaux polluées par des contaminants physiques, chimiques ou biologiques et qui doivent être traitées avant de réintégrer le cycle naturel de l'eau. Le système collectif de traitement des eaux usées consiste à collecter, par un réseau commun, les eaux usées domestiques, industrielles et eaux de ruissellement. Ces eaux résiduaires sont ensuite acheminées vers des STations d'EPuration (STEP). L'objectif des STEP est de (i) réduire la charge en substances organiques (carbone, azote, phosphore, sulfure etc.) de ces eaux avant qu'elles ne retournent dans l'environnement, (ii) d'éliminer les agents pathogènes (bactéries, virus, champignons etc.) et (iii) de recycler l'eau. Le procédé de traitement des eaux usées le plus couramment utilisé consiste en (1) une étape de pré-traitement par dégrillage pour éliminer les gros éléments en suspension, (2) un traitement primaire par décantation pour éliminer les éléments solides et les huiles, (3) un traitement secondaire par digestion aérobie avec des bactéries qui éliminent les substances organiques dissoutes (carbone, azote, phosphore etc.) et les agents pathogènes sous forme de boues activées (traitement biologique). Ces boues sont ensuite (4) récupérées par décantation et (5) l'eau traitée est enfin rejetée dans le milieu naturel (Figure 1.2).

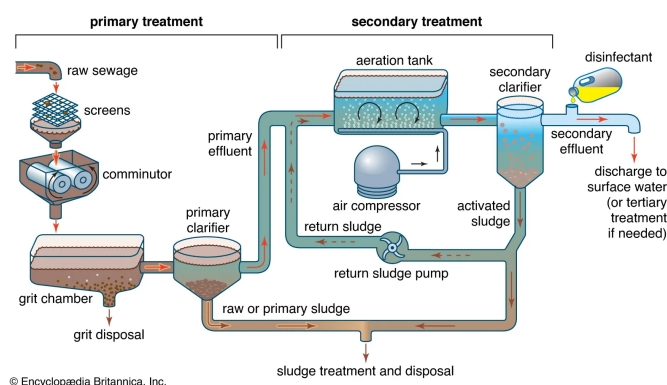


FIGURE 1.2 – Procédé de traitement des eaux usées (Amoatey et Bani 2011)

Un des inconvénients de ce procédé de traitement conventionnel est que la forte concentration en azote et en phosphore des eaux usées nécessite une forte oxygénation. L'oxygénation des bassins pour le traitement biologique représente donc, pour les STEP, un poste de consommation énergétique très important. C'est pourquoi des méthodes complémentaires sont envisagées pour diminuer la charge en nutriments (notamment azote et phosphore) du flux d'eaux résiduaires. Par exemple, la précipitation du phosphore sous forme de struvite ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) en présence de magnésium (Mg^{2+}) et d'azote permet de récupérer environ 90% du phosphore et 10% de l'azote des eaux usées (Pradhan et al. 2017). En plus de diminuer les consommations énergétiques des STEP pour le traitement biologique la précipitation du phosphore sous forme de struvite permettrait d'augmenter les rendements de récupération de ce nutriment. C'est un des enjeux des STEP parce que le phosphore est une ressource non renouvelable qui s'amenuise et notre système de production agricole en dépend. Il y a donc un vrai enjeu de recyclage du phosphore pour assurer entre autre la sécurité alimentaire.

Le stripage à l'air est un processus physico-chimique utilisé pour éliminer les composés volatiles par transfert d'une phase liquide vers une phase gazeuse (Liu et al. 2015). Ce procédé peut notamment être utilisé pour récupérer l'azote contenu dans les eaux usées sous forme d'ammonium (NH_4^+) et converti en ammoniac volatile (NH_3) en fonction du pH (Figure 1.3).

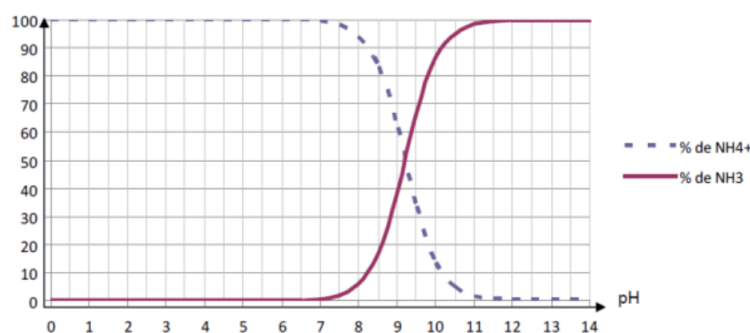


FIGURE 1.3 – Equilibre biochimique de l'azote (Jamaludin et al. 2018)

L'utilisation des microalgues pour traiter les eaux usées et récupérer les nutriments d'intérêt (azote et phosphore) est également envisagée. Pour cela, un consortium de bactéries et de microalgues est employé. Les bactéries permettent de dégrader la matière organique et ainsi produire le dioxyde de carbone CO_2 , l'ammonium

NH_4 et le phosphate PO_4^{3-} qui seront ensuite assimilés par les microalgues. L'oxygène (O_2) produit par les microalgues par photosynthèse est également utilisé par les bactéries pour oxyder les matières organiques en composés inorganiques. En plus de cette symbiose, d'autres métabolismes interviennent tel que la croissance hétérotrophe/mixotrophe des microalgues, nitrification/dénitrification par les bactéries etc. Ce traitement avec des microalgues et des bactéries permet d'atteindre des rendements d'épuration pour l'azote et le phosphore d'environ 80% ce qui permettrait d'améliorer la récupération de ces nutriments d'intérêt tout en diminuant la consommation énergétique des STEPs et les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) associées (Acién et al. 2016).

2. Les effluents gazeux des bâtiments correspondent aux émanations des cheminées liées à la combustion de composants carbonés d'origine fossile ou organique. La composition de ces fumées varie en fonction des activités à l'origine de l'émission. Par exemple, au niveau des bâtiments tertiaires, ce type d'émission est principalement lié au chauffage des bâtiments. En France, 46% du chauffage des bâtiments est assuré par des chaudières à gaz, 17% par des chaudières fioul, 10% par la combustion du charbon et du bois et 27% par de l'électrique (ADEME 2015). Les fumées liées à la combustion du gaz naturel sont composées d'environ 5% de dioxyde de carbone (CO_2) tandis que la combustion du charbon émet des fumées contenant environ 15% de CO_2 (Bosoaga et al. 2009). Pour le secteur industriel un des plus gros émetteurs de CO_2 sont les cimenteries qui sont responsables d'environ 5% des émissions de CO_2 mondiales avec des fumées composées à plus de 30% de CO_2 (Bosoaga et al. 2009).

Des solutions de Captage, Stockage et Valorisation du CO_2 (CCUS pour Carbon Capture, Use and Storage) sont envisagées. Ce procédé consiste par exemple à capter le CO_2 à la source pour le stocker dans le sous-sol. Pour cela les effluents gazeux subissent trois étapes (1) décarbonation, puis (2) transport du CO_2 extrait et enfin (3) stockage dans la couche géologique profonde ou utilisé comme matière première dans certains procédés industriels (Feron et Hendriks 2005).

L'étape de décarbonation représente 70% du coût du procédé CCUS. Il existe 3 procédés de décarbonation différents (Feron et Hendriks 2005) :

- Le captage en pré-combustion, consiste à transformer le combustible pour le

décarboner avant qu'il ne soit brûlé.

- Le captage post-combustion, consiste à récupérer le CO_2 en lavant les fumées avec des solvants.
- Le captage en oxy-combustion, consiste à réaliser la combustion en présence d'oxygène pur au lieu d'air, permettant ainsi d'obtenir des fumées composées à 90% de CO_2 ce qui facilite sa récupération.

Les inconvénients du procédé CCUS sont son coût d'investissement élevé et ses consommations énergétiques importantes. C'est pourquoi cette méthode est généralement appliquée sur des effluents gazeux très concentrés en CO_2 tels que les émissions de cimenterie mais difficilement envisageable pour les émissions des bâtiments tertiaires par exemple.

Pour les émissions faiblement concentrées en CO_2 , d'autres procédés de captage du carbone sont envisagés tels que l'utilisation de microalgues par exemple. En effet les microalgues captent naturellement le CO_2 par photosynthèse. Dans les systèmes de production de microalgues industriels, on utilise usuellement du CO_2 purifié en bouteille comme source de carbone inorganique pour la culture. Des études ont cherché à évaluer la possibilité de remplacer l'utilisation de ce CO_2 synthétique par des effluents gazeux (fumées de chaudières, cimenterie etc.) (Borkenstein et al. 2011 ; Cui et al. 2019 ; Doucha et al. 2005 ; Lara-Gil et al. 2016 ; Vuppaladadiyam et al. 2018). Par exemple, Doucha et al. (2005) ont évalué l'utilisation de fumées contenant environ 6% de CO_2 comme source de carbone inorganique pour la culture de *Chlorella vulgaris*. Ils ont atteint une décarbonation à 50% des fumées et ont montré que la présence de NO_x et de monoxyde de carbone (CO) n'a pas d'effet néfaste sur la croissance des cellules.

1.3 La culture de microalgues

Les microalgues sont des micro-organismes photosynthétiques vivants en milieux aquatiques (marins, eaux douces ou saumâtres). La photosynthèse est un procédé anabolique qui utilise l'énergie solaire pour convertir le dioxyde de carbone, l'eau et des éléments minéraux en molécules organiques (Figure 1.4).

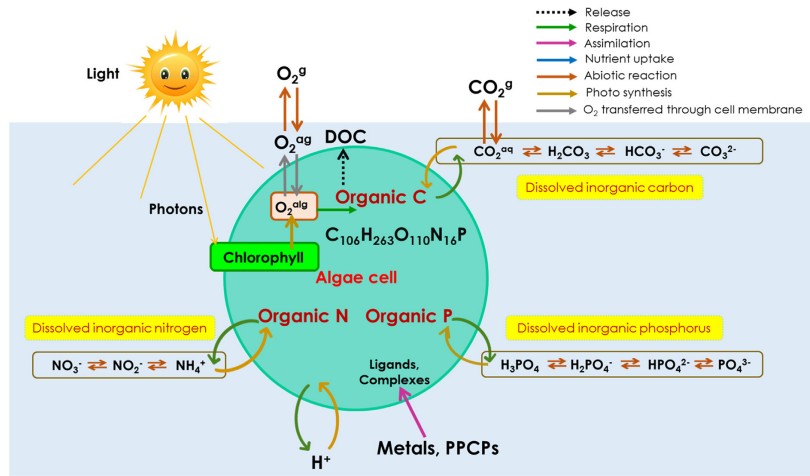


FIGURE 1.4 – Processus biochimiques des microalgues (Vo et al. 2019)

Les trois nutriments les plus importants pour assurer le métabolisme autotrophe (i.e. photosynthèse) des microalgues sont :

- Le carbone (C), qui est apporté dans le milieu de culture sous forme d’ions bicarbonates (HCO_3^-) et de dioxygène (CO_2). La fixation du CO_2 lors de la photosynthèse induit une accumulation d’ions OH^- dans le milieu de culture qui entraîne l’augmentation du pH (Figure 1.5). A l’inverse le CO_2 injecté dans le milieu de culture se dissout en acide carbonique (H_2CO_3) qui se dissocie entraînant la libération d’ion H^+ responsable de la diminution du pH (Figure 1.5).

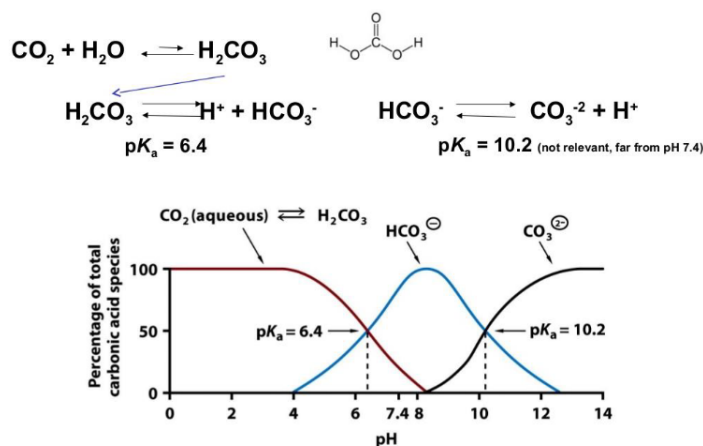


FIGURE 1.5 – Equilibre du CO_2 en fonction du pH (Ramanathan 2013)

L'injection de CO_2 dans le milieu de culture est donc une méthode couramment employée en culture de microalgues pour à la fois apporter du carbone inorganique à la culture et contrôler le pH du milieu de culture. Le pH optimal dépend de la souche de microalgue cultivée. Par exemple le pH optimal des souches de *Chlorella* est compris entre 6 et 7, tandis que le pH optimal d'*Arthrospira platensis* (Spiruline) est compris entre 9,5 et 9,8 (Richmond 2008). Il existe également des microalgues extrémophiles capables de se développer à des pH très acides ou très basiques telles qu'*Euglena mutabilis* capable de se développer jusqu'à pH=4 ou *Dunaliella salina* dont le pH limite est 12 (Varshney et al. 2015).

- L'azote (N), qui est apporté dans le milieu de culture sous forme de nitrate (NO_3^-) et/ou d'ammonium (NH_4^+). Le NH_4^+ est généralement assimilé préférentiellement par les microalgues. On note aussi que le bilan énergétique par la cellule de cette source d'azote est meilleur que le NO_3^- , étant donné que celui-ci doit être réduit en NH_4^+ sous l'action d'enzymes (nitrate réductase) avant de pouvoir être consommé par les microalgues. Toutefois l'assimilation du NH_4^+ entraîne la libération d'ions H^+ induisant l'acidification du milieu de culture (Richmond 2008). A l'inverse, quand le NO_3^- est utilisé comme source d'azote pour la culture de microalgue, le pH a tendance à augmenter. Le choix de la source d'azote influence donc le pH. A noter qu'à pH basique, l'ammonium est converti en ammoniac NH_3 . Cette conversion peut entraîner la perte d'azote par volatilisation de l'ammoniac.
- Le phosphore (P), qui est apporté aux microalgues sous forme orthophosphate (PO_4^{2-}). Le phosphore est un élément essentiel pour tout organisme vivant étant donné qu'il entre en jeu, entre autres, dans la synthèse d'acide nucléique, d'ATP, NADPH etc. Comme tous les autres éléments nutritifs, le phosphore est souvent apportés en excès dans le milieu de culture mais il peut se révéler limitant car il a tendance à précipiter en présence de CO_3^{2-} ou de fer par exemple. De plus, le phosphore est une ressource finie et non-renouvelable qui provient généralement de l'extraction des mines de phosphate. Il est donc de rigueur d'économiser cette ressource.

La composition élémentaire des microalgues indique que d'autres éléments inorganiques sont également importants pour leur croissance tels que le soufre (S), le potassium (K), le sodium (Na), le fer (Fe), le magnésium (Mg) etc. D'autres nutriments sont nécessaires en plus petite concentration tels que le bore (B), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn) etc.

A l'échelle industrielle, la biomasse produite peut être valorisée entière pour la production de biofertilisants et de compléments alimentaires par exemple. La biomasse peut aussi être traitée pour en extraire des composés d'intérêt tels que des pigments (pour l'industrie pharmaceutique, nutraceutique et cosmétique), des protéines (pour l'industrie agroalimentaire) ou encore la production de lipides et de sucres (pour le secteur de l'alimentation et aussi de l'énergie et des biomatériaux) (Richmond 2008).

1.3.1 Les systèmes de cultures de microalgues

A l'échelle industrielle des systèmes de culture artificiels sont utilisés pour cultiver les microalgues. L'objectif avec ces systèmes est de pouvoir contrôler les souches cultivées et les conditions de culture. Il existe deux grandes catégories de systèmes de culture de microalgues : les systèmes de culture ouverts ou fermés (Figure 1.6).

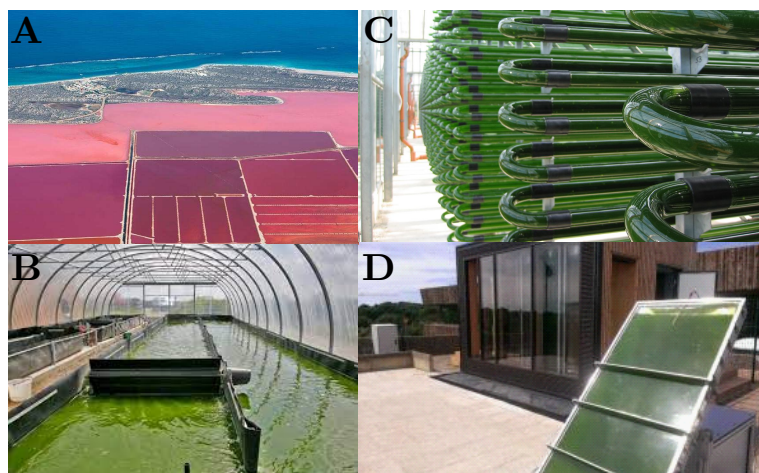


FIGURE 1.6 – Exemples de systèmes de culture de microalgues ouverts (A : Lagunes pour la culture de *Dunaliella salina* à Hutt Lagoon (Australie) et B : raceway pour la culture de *Spirulina platensis* par Algosource (France)) et fermés (C : photobioréacteur tubulaire de Microphyt (France) et D : photobioréacteur plan d'Algosolis (France))

Les systèmes de culture ouverts correspondent à des bassins extérieurs. Ce sont les systèmes les plus couramment utilisés dans l'industrie car ce sont les plus simples à mettre en oeuvre et les moins onéreux à construire et à opérer. Il existe différents types de bassins : les lagunes qui sont historiquement les premiers systèmes utilisés pour la culture industrielle de microalgue. Les lagunes sont des bassins d'une profondeur de 20 à 40 cm sans agitation. Ces systèmes se différencient des raceways qui sont également des bassins

mais qui ont la particularité d'être agités avec une roue à aube. L'agitation permet une meilleure dispersion des nutriments et un meilleur accès à la lumière pour les microalgues (i.e. évite la sédimentation). L'inconvénient majeur des systèmes ouverts est que la culture est moins maîtrisée en termes de variation de la température, du volume d'eau (évaporation et pluie), du pH, d'efficacité de transfert gaz-liquide et de contamination par des organismes extérieurs (Grobbelaar 2009). Pour toutes ces raisons, la productivité en biomasse est plus faible dans les systèmes ouverts par rapport aux autres technologies de culture de microalgue. La productivité des systèmes ouverts est comprise entre 10 et 20 $g.m^{-2}.d^{-1}$ (Christenson et Sims 2011). C'est donc pour répondre à ces problématiques que les systèmes de culture fermés ont été développés.

Les systèmes de culture de microalgue fermés sont aussi appelés photobioréacteurs (PBRs). Il existe différentes géométries de PBRs (planne, tubulaire etc.) et ces systèmes peuvent être opérés en lumière solaire et/ou en lumière artificielle (Figure 1.4). Dans ces systèmes fermés, les conditions de cultures sont mieux contrôlées que dans les systèmes ouverts (contrôle du pH, de la température, des contaminations, pas ou peu d'évaporation etc.) ce qui permet d'obtenir des productivités en biomasse environ deux fois plus importante que dans les systèmes ouverts (productivité en biomasse comprise entre 20 et 40 $g.m^{-2}.d^{-1}$) (Christenson et Sims 2011). Toutefois, un des inconvénients majeurs des PBRs est thermique. Leur confinement et leur faible inertie consomment donc beaucoup d'énergie pour maintenir la température du milieu de culture dans la gamme optimale de croissance des microalgues (entre 15 et 35°C (Goetz et al. 2011)). Des systèmes de régulation thermique sont souvent utilisés tel que la pulvérisation d'eau ou des échangeurs à plaque. La consommation en ressource élevée de ces systèmes de régulation thermique est un enjeu actuel important, dans la perspective de mise en oeuvre d'une production de biomasse durable et à faible impact environnemental.

1.3.2 Enjeux rencontrés par les photobioréacteurs

De nombreuses études ont évalué l'impact environnemental des systèmes de culture de microalgues à travers des Analyses de Cycle de Vie (ACV) (Duran Quintero et al. 2021 ; Jorquera et al. 2010 ; Pechsiri et al. 2023 ; Pérez-López et al. 2017 ; Silva et al. 2015 ; Stephenson et al. 2010). Pérez-López et al. (2017) ont par exemple comparé les résultats de l'ACV de 3 systèmes pour la culture de *Nannochloropsis sp.* au Pays-Bas : une colonne à bulle, un réacteur tubulaire et un raceway. Les résultats de cette analyse ont notamment mis en évidence que l'impact environnemental des PBRs (colonne à bulle et réacteur tu-

bulaire) est plus important que les systèmes de culture ouverts (raceway). L'élément qui a le plus d'impact sur l'ACV est la régulation thermique du milieu de culture. De manière générale cette analyse révèle que les procédés de cultures étudiés émettent plus de CO_2 qu'ils n'en captent. Par exemple, en été, le raceway émet $256 \text{ kg } kgCO_2eq.kg_x^{-1}$ (quantifié à l'aide de l'indicateur du potentiel de réchauffement global, GWP en anglais) tandis que les microalgues ont la capacité de consommer $1,8 \text{ kg } kgCO_2eq.kg_x^{-1}$ (Pruvost et al. 2016) (i.e. émet 142 fois plus de CO_2 que la capacité de séquestration des microalgues).

Ces conclusions sont confirmées par d'autres études telles que Pechsiri et al. (2023) qui a comparé l'ACV de 5 systèmes pour la culture de *Scenedesmus sp.* en Espagne : raceway, couche mince, PBR tubulaire, colonne à bulle et PBR en lumière artificielle. Dans cette étude, la régulation thermique n'est pas prise en compte donc l'élément qui a le plus d'impact sur l'ACV est l'agitation du milieu de culture pour les systèmes opérés en condition solaire. Sans régulation thermique les émissions des systèmes de culture sont fortement réduites. Par exemple, ici la culture en raceway émet 5 fois plus de CO_2 que la capacité de séquestration des microalgues (GWP=9,8 $kgCO_2eq.kg_x^{-1}$).

Les résultats de ces études montrent que, bien que les microalgues soient des puits de carbone du fait de leur métabolisme photosynthétique, les systèmes de cultures de microalgues émettent plus de carbone qu'ils n'en séquestrent. Les procédés de cultures de microalgues industriels actuels ne peuvent donc pas être qualifiés comme des technologies à émission négative.

Pour résumer, les principaux postes de consommation énergétique des PBRs sont :

- La lumière quand celle-ci est artificielle. C'est pour cette raison que les systèmes de cultures à grande échelle sont principalement opérés en lumière solaire.
- L'agitation du milieu de culture qui est indispensable pour permettre une bonne dispersion des nutriments dans le réacteur, pour éviter la sédimentation des cellules et la formation de biofilm qui aurait l'inconvénient de diminuer l'accès à la lumière pour les cellules (Nwoba et al. 2019 ; Pechsiri et al. 2023). L'agitation est également primordiale pour améliorer le transfert gaz-liquide et notamment pour le dégazage de l'oxygène produit par les microalgues par photosynthèse, car il a été montré que de fortes concentrations en oxygène dissous sont létales pour les cellules (Kazbar et al. 2019).
- La régulation thermique du milieu de culture car, comme discuté précédemment la température de croissance optimale des microalgues est comprise entre 15°C et 35°C alors que la température du milieu de culture peut varier entre 5°C et plus

de 50°C dans des PBRs sans régulation thermique du fait de leur confinement qui empêche le refroidissement naturel par évaporation, tel que rencontré dans les bassins ouverts (Nwoba et al. 2019 ; Pérez-López et al. 2017).

C'est donc dans ce contexte de recherche de réponses aux enjeux rencontrés par le secteur du bâtiment et de la culture solaire de microalgues que les biofaçades de microalgues ont été développées.

1.4 Les biofaçades de microalgues pour répondre concomitamment aux enjeux des bâtiments et des systèmes de culture de microalgues

Les biofaçades de microalgues consistent en des PBRs installés verticalement sur la façade d'un bâtiment. Cela permet de diminuer la compétition des systèmes de culture avec les surfaces agraires. En utilisant les façades exposées au soleil des bâtiments, propices à la culture de microalgue, cela permet de diminuer l'emprise foncière. De plus, l'installation en façade des PBRs permet de mutualiser les matériaux de construction des systèmes de culture de microalgues avec ceux du bâtiment, ce qui a l'avantage de diminuer les coûts de construction. Enfin, en installant ces PBRs en façade de bâtiment on peut envisager de mettre en place des boucles d'échanges de matières et d'énergie entre le bâtiment et les microalgues (i.e. symbiose) pour diminuer l'impact environnemental de ces deux systèmes.

1.4.1 Les différentes technologies de biofaçade de microalgues

Il existe plusieurs technologies de biofaçades de microalgues (Öncel et al. 2016 ; Talaei et al. 2020). Les trois technologies les plus abouties en Europe sont SolarLeaf, Photo.Synth.Etica et In Vivo (Figure 1.7).

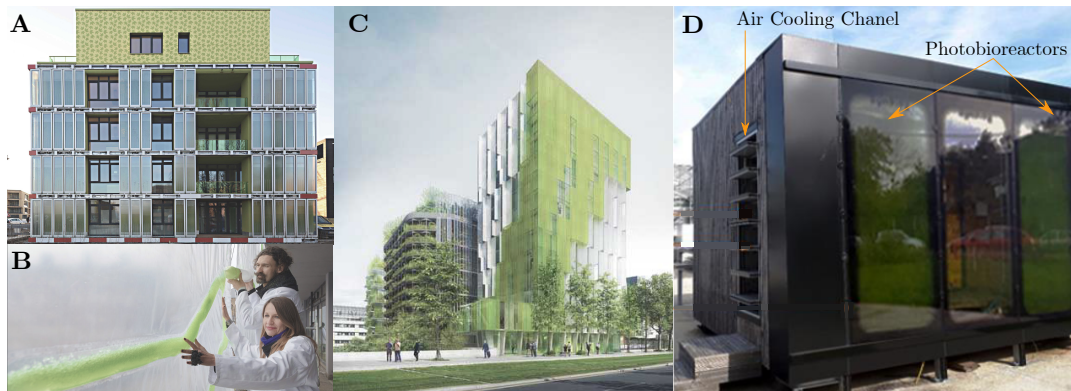


FIGURE 1.7 – Exemples de technologies de biofaçades de microalgues

La technologie Solarleaf installée sur le bâtiment Bio Intelligent Quotient (BIQ) à Hambourg (2013) (Figure 1.7.A) est la première biofaçade de microalgues au monde, développée par le cabinet d'architecture SPLITTER-WERK, Graz (Lakenbrink 2013). Le bâtiment BIQ est un immeuble résidentiel de 3 étages (15 appartements) sur lequel 200 m^2 de PBRs sont attachés à la façade du bâtiment pour former une deuxième peau. Ainsi, le rayonnement solaire produit de la biomasse microalgale et assure le chauffage et la production d'eau chaude du bâtiment. La biomasse produite est récoltée pour une utilisation en industrie agroalimentaire et cosmétique.

Photo. Synth.Etica est une technologie de biofaçade développée par EcoLogicStudio (Figure 1.7.B). Ces rideaux bio-urbains peuvent être installés à l'extérieur de n'importe quel bâtiment. Comme pour Solarleaf, la façade sert de support pour installer des sacs plastiques (70% biodégradable) remplis de microalgues et de gel (Marani 2018).

L'immeuble In Vivo du projet Alguesens (X-TU) est équipé de "panneaux de mur-rideau photobioréacteurs, intégrés en façade" (Figure 1.7.C) (X-Tu architect 2009). A la différence des deux technologies précédentes, ces PBRs ne sont pas ajoutés à la façade existante mais font partie intégrante de la façade.

Le projet SYMBIO2 (Figure 1.7.D) qui a intégré une coursive de ventilation (Air Cooling Chanel, ACC) entre les PBRs intégrés en façade et le mur de séparation avec l'intérieur du bâtiment. Cette configuration forme une enveloppe double peau qui peut être ventilée. L'ACC fait l'objet d'un brevet européen par le cabinet d'architecture X-TU en collaboration avec le laboratoire de GENIE des Procédés Environnement et Agroalimentaire (GEPEA) : EP2367926A2 (2009). L'intérêt de cette coursive est de pouvoir mettre en place des échanges de chaleur entre le bâtiment et le système de culture ou au contraire de désolidariser thermiquement ces deux systèmes. Cela permet notamment de modifier

l'inertie du système de culture de microalgues et du bâtiment, ce qui est un élément clé pour diminuer les consommations énergétiques liées à la régulation thermique de ces deux systèmes (Todisco et al. 2022).

1.4.2 Performances des biofaçades de microalgues

Cette section résume les résultats de nombreuses études qui ont évalué les performances des biofaçades de microalgues en terme de productivité en biomasse, énergétique et thermique, confort optique dans le bâtiment derrière les PBRs de façade, risques de dégradation, coût de cette technologie et d'acceptabilité sociale.

1.4.2.1 La productivité en biomasse dans une biofaçade de microalgues

Pruvost et al. (2016) ont comparé la productivité en biomasse théorique dans des PBRs verticaux installés en façade de bâtiment par rapport à des PBRs installés horizontalement et à 45°. Les résultats de simulation estiment une productivité moyenne annuelle à Nantes de $7,68 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ dans un PBR de façade alors qu'elle est de $8,84 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ et $9,43 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ dans un PBR horizontal et incliné à 45° respectivement. L'installation verticale diminue donc d'environ 20% la productivité moyenne annuelle par rapport à des systèmes de culture horizontaux et incliné à 45°. Toutefois, les résultats de simulation sur une année montrent, qu'avec une installation verticale, la productivité en biomasse est presque constante tout au long de l'année tandis qu'avec des PBRs horizontaux et inclinés à 45° où la productivité en biomasse suit une évolution parabolique au cours de l'année (i.e. productivité en biomasse plus importante en été qu'en hiver à Nantes du fait de l'ensoleillement). Avoir une productivité en biomasse constante au cours de l'année est un avantage pour dimensionner les installations de récolte et de traitement de la biomasse.

Todisco (2019) a évalué expérimentalement la productivité en biomasse d'une biofaçade de microalgues. Une productivité de $14,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de *Chlorella vulgaris* a été obtenue au mois de juillet à Paris pour une biofacade régulée thermiquement entre 15 et 35°C (i.e. température optimale de croissance des microalgues (Goetz et al. 2011)). Cette productivité est légèrement inférieure aux productivités théoriques des PBRs classiques pour l'été (20 à $40 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Ceci est cependant cohérent, puisque dans des installations verticales, la productivité en biomasse est moins importante que dans des installations horizontales du fait de l'angle d'incidence solaire en été (Pruvost et al. 2016).

1.4.2.2 Les performances énergétiques d'une biofaçade de microalgues

De nombreuses études se sont intéressées aux performances énergétiques des biofaçades (Biloria et Thakkar 2020 ; Negev et al. 2019 ; Öncel et al. 2016 ; Talaei et al. 2020, 2021). Ces études ont notamment cherché à évaluer le potentiel des biofaçades pour améliorer le bilan énergétique des systèmes de culture de microalgues et des bâtiments.

Lakenbrink (2013) a évalué expérimentalement les performances énergétiques de la biofaçade du bâtiment BIQ. Ils ont montré que le besoin énergétique net de ce bâtiment est de 4 500 kWh d'électricité par an, ce qui est légèrement plus que la moyenne annuelle d'un foyer (environ 3 500 kWh par an). Ceci signifie qu'un seul des 15 appartements de ce bâtiment pourrait être autonome en énergie en utilisant l'électricité produite par la biomasse. Par ailleurs, la biofaçade de microalgues produit 6 000 kWh de chaleur par an ce qui permettrait de chauffer 4 appartements.

Pruvost et al. (2016) ont réalisé une analyse énergétique *in silico*. Les résultats de simulation ont montré que les deux postes de consommation énergétique principaux de la culture de microalgues en façade de bâtiment sont l'agitation et la régulation thermique (80 à 90% de la consommation énergétique totale d'un PBR). De plus, cette analyse a montré qu'en augmentant les échanges thermiques entre les PBRs de façade et le bâtiment (i.e. symbiose thermique), la consommation énergétique liée à la régulation thermique du milieu de culture diminue significativement. Toutefois, les auteurs précisent que pour confirmer ce résultat, un bilan thermique plus précis devrait être réalisé.

Todisco et al. (2022) ont donc développé et validé expérimentalement le modèle thermique de la biofaçade de microalgue construite lors du projet Symbio2. Une analyse énergétique a été réalisée avec ce modèle pour quantifier les demandes en chauffage et refroidissement du milieu de culture. Les résultats de simulation montrent que la configuration double-peau de cette biofaçade et plus particulièrement l'ouverture dynamique de la coursive de ventilation (ACC) permet de diminuer significativement la consommation énergétique liée au maintien de la température du milieu de culture dans sa gamme optimale, par rapport à un fonctionnement où l'ACC reste toujours fermé. Ce résultat a confirmé l'intérêt du concept pour répondre aux enjeux de la régulation thermique des PBRs solaires.

1.4.2.3 Le confort optique derrière des photobioréacteurs de façade

L'impact sur le confort optique à l'intérieur du bâtiment a également été évalué. Pagliolico et al. (2019) ont notamment évalué expérimentalement l'impact de la présence d'un prototype de PBRs de façade sur le confort optique dans une classe par rapport à des stores vénitiens. Les résultats de cette étude montrent que la lumière du jour dans la classe derrière des PBRs de façade est sensiblement la même que derrière des stores vénitiens. De plus, les PBRs permettent également de contrôler l'éblouissement dans la pièce, aussi efficacement que des stores vénitiens. Toutefois il est important de noter que ces résultats dépendent de la géométrie des PBRs de façade étudiée. Dans l'étude de Pagliolico et al. (2019) les PBRs de façade étudiés sont comparables à la technologie Photo. Synth.Etica présentée en début de section.

1.4.2.4 Les risques de dégradation des biofaçades de microalgues

Des études se sont intéressées aux risques de dégradation de cette technologie pour mettre en évidence les éléments de conception nécessaires pour assurer la pérennité de l'installation.

Talaei et Mahdavinejad (2019) ont réalisé une étude bibliographique et ont interrogé des experts dans le domaine du bâtiment. Les critères d'évaluation considérés dans cette étude sont les éléments pouvant endommager physiquement, chimiquement et opérationnellement la croissance des microalgues et la structure du bâtiment. Les résultats de leurs recherches présentent trois points de vigilance majeurs : la dégradation des joints des panneaux ainsi que les joints d'étanchéité, la qualité de la connexion avec le bâtiment et la fréquence des récoltes des microalgues et des cycles de nettoyage. Les auteurs discutent également le fait qu'il pourrait être intéressant de proposer des standards de connexion de ces technologies au bâtiment. L'ajout de ces installations sur un bâtiment existant doit également tenir compte de la sécurité incendie, sismiques etc. Sur ce point il n'existe actuellement aucune réglementation pour les technologies telles que les biofaçades.

1.4.2.5 Le coût d'une biofaçade de microalgues

Le coût des biofaçades de microalgues dépend fortement de la technologie considérée. Le premier pilote industriel de la biofaçade X-TU (projet SYMBIO2) a par exemple coûté 3 000 €.m⁻² pour une biofaçade équipée à 40% de sa surface avec des PBRs. A cela il faut ajouter entre 50 k€ et 500 k€ pour le local technique (varie en fonction de la taille

de l'installation) (X-Tu architect 2009). X-TU chiffre donc une rentabilité économique de la biofaçade de microalgues sur environ 15 ans. Leur modèle économique est basé sur le versement d'un loyer par l'algoculteur qui exploite la biofaçade et qui commercialise la biomasse entière ou pour la valorisation de composés d'intérêt. Un des objectifs du projet Symbio2 était d'évaluer le potentiel techno-économique d'une biofaçade de microalgues pour la production d'astaxanthine par exemple, l'astaxanthine est une molécule d'intérêt dans le domaine pharmaceutique et nutraceutique pour son pouvoir anti-oxydant (i.e. protège les cellules contre le stress oxydatif). Sachant que le prix de l'astaxanthine naturelle est compris entre 1 500 et 6 000 €.kg⁻¹ (Panis et Carreon 2016) et que la microalgue *Haematococcus pluvialis* est la meilleure source d'astaxanthine naturelle (plus de 5% de la masse sèche des cellules) (Guerin et al. 2003), *Haematococcus pluvialis* pourrait donc être une souche de choix pour la culture de microalgues en façade de bâtiment au regard du coût des installations.

1.4.2.6 Acceptabilité sociale des biofaçades de microalgues

Des études ont évalué l'acceptabilité sociale d'intégrer des systèmes de culture de microalgues en façade de bâtiment pour développer des bâtiments durables. Wilkinson et al. (s. d.) ont interrogé des professionnels du secteur du bâtiment pour évaluer la faisabilité et l'acceptabilité d'installer des biofaçades de microalgues sur différents types de bâtiments (commerciaux, résidentiel, aéroport, hôpitaux etc) à Sydney (Australie). Les résultats de cette étude ont montré que le point faible de cette technologie pour la population étudiée est le facteur économique. C'est notamment lié au fait que les premiers utilisateurs de cette technologie seront confrontés à des coûts élevés pour intégrer des biofaçades à leurs bâtiments. Concernant les aspects techniques, des précisions doivent être apportées sur la maintenance de ces systèmes, leur adaptabilité aux différentes géométries de bâtiment et sur la productivité des biofaçades en fonction du lieu d'implantation. Par rapport à l'aspect esthétique, la majorité des personnes interviewées considèrent que ces biofaçades sont esthétiques tandis qu'une minorité met en garde sur le nettoyage de ces systèmes dans lesquels pourraient se développer des biofilms. En terme de réglementation, les participants ont mis en évidence le besoin de mettre en place des normes pour l'intégration de ces nouvelles technologies sur nos bâtiments. Enfin, le plus grand intérêt des participants pour cette technologie est associé aux bénéfices environnementaux notamment par rapport aux arguments de séquestration de carbone et de diminution des émissions de GES des bâtiments. Les possibilités d'utiliser la biofaçade pour le traitement des eaux usées et de

valoriser la biomasse pour la production d'énergie sont également des points favorables. En revanche, l'intérêt pour améliorer les performances thermiques du bâtiment a été moins mis en avant.

1.5 La modélisation numérique

La modélisation numérique est la conceptualisation de phénomènes physiques à l'aide d'équations mathématiques. Ces modèles peuvent avoir différents objectifs, tels que la compréhension, la prédiction, la conception et la représentation de systèmes plus ou moins complexes. Il existe différents logiciels et langages de programmation. Dans le cadre de cette étude de modélisation système d'un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgues, nous nous intéresserons spécifiquement aux outils de modélisation multi-physique.

1.5.1 Les outils de modélisation multi-physique

La modélisation multi-physique est la modélisation de procédés qui font intervenir plusieurs phénomènes physiques différents (thermique, mécanique, chimique, biologique etc.). L'utilisation de ces modèles complets est très intéressante pour comprendre et prédire les réactions d'un procédé dans son ensemble.

Il existe différents outils de modélisation multi-physique (liste non exhaustive) :

- COMSOL Multiphysics[®] est un logiciel de modélisation commercial pour simuler des procédés dans tous les domaines de l'ingénierie (*COMSOL* s. d.). Cet outil permet des simulations dynamiques spatiales et temporelles. Gerlich et al. (2013) ont par exemple utilisé COMSOL Multiphysics[®] pour modéliser les transferts thermiques dans un bâtiment et comparer les résultats de simulation par rapport à d'autres logiciels de modélisation énergétique des bâtiments (Energy+, ESP-r, TRNSYS etc.). Pour cette comparaison, ils ont utilisé le modèle standard Building Energy Simulation TEST (BESTEST) développé par l'Agence Internationale de l'Energie (AIE). Les résultats de simulation montrent que la différence de prédiction avec COMSOL Multiphysics[®] par rapport aux autres outils de modélisation est faible. COMSOL Multiphysics[®] est donc un outil adapté à la modélisation thermique des bâtiments. Toutefois les auteurs mentionnent que le paramétrage du modèle doit intégrer un maillage très fin et le solveur doit être paramétré avec une tolérance très faible pour diminuer l'erreur des résultats de simulation en dessous

de 1%. Dans ces conditions, les temps de calculs sont donc bien plus longs que pour les logiciels de modélisation énergétique des bâtiments classiques.

Rajabzadeh et al. (2015) ont étudié l'effet de la formation de biofilm sur l'hydrodynamique d'une zone humide et l'impact sur l'efficacité de traitement des eaux usées à l'aide de COMSOL Multiphysics[®]. Le modèle développé combine des phénomènes de mécanique des fluides et de biocinétique avec le modèle de formation de biofilm qui intègre la dégradation de la matière organique sous l'effet de la croissance bactérienne et également l'effet du détachement par cisaillement. Ce modèle a été validé expérimentalement et les résultats de simulation montrent que la formation de biofilm diminue la porosité de la zone humide et concentre l'écoulement dans certaines régions de celle-ci. Toutefois, à nouveau, les auteurs précisent que les simulations sont très longues et que ce modèle ne peut pas être utilisé pour caractériser des installations industrielles.

- Matlab/Simulink est un logiciel intégré à Matlab. Ce logiciel est utilisé pour la modélisation dynamique de systèmes multi-physiques. Mendes et al. (2001) ont, par exemple, utilisé Matlab/Simulink pour développer le modèle thermique d'un bâtiment et évaluer ses performances thermiques en fonction de la capacité thermique de son enveloppe. Les résultats de leur étude montrent que l'augmentation de la masse thermique de l'enveloppe diminue significativement la variation de la température de l'air à l'intérieur du bâtiment.

Gernaey et al. (2011) et Bisinella de Faria et al. (2020) ont utilisé Matlab/Simulink pour développer respectivement des modèles de fractionnement des eaux résiduaires et des urines séparées à la source. Ces modèles phénoménologiques permettent de simuler le débit et la concentration de ces effluents en prenant en compte les effets quotidiens, hebdomadaires et annuels (i.e. simulation dynamique). Ces modèles sont particulièrement intéressants pour dimensionner des installations de station d'épuration par exemple.

- Modelica est un langage de programmation libre, orienté objets, pour la modélisation de systèmes complexes. Ce langage peut être utilisé sur des interfaces graphiques libre de droit (OpenModelica, JModelica etc.) ou commerciale (Dymola, CATIA, MapleSim etc.) (Dahlquist et al. 2013). Wetter et al. (2006) ont par exemple utilisé ce langage Modelica pour la simulation énergétique de bâtiments et comparent les résultats de simulation par rapport au logiciel TRNSYS de modélisation du comportement thermique et énergétique des bâtiments. Les auteurs

concluent que le temps de développement du modèle est 5 à 10 fois plus rapide par Modelica que par à TRNSYS. Ils ont également validé les résultats de simulation obtenu avec Modelica par rapport aux standards BESTEST de l'AIE (Nouidui et al. 2012).

Perez-Castro et al. (2017) ont utilisé Modelica pour développer une bibliothèque pour la modélisation de PBR tubulaires (PhotoBioLib) et présentent la validation expérimentale de cette bibliothèque.

Reichl (2003) ont développé une bibliothèque pour modéliser les procédés de traitement des eaux résiduaires (WasteWater library). Cette bibliothèque contient 3 modèles de stations d'épuration de complexités différentes qui s'appuie sur les modèles standard de boues activées (Activated Sludge Model, ASM) développés par l'Association Internationale de l'Eau (IWA).

Dans notre cas, nous avons choisi d'utiliser le langage Modelica pour modéliser un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgues. Ce langage a été choisi car c'est un outil libre d'accès, avec des bibliothèques de modèles disponibles pour de nombreuses applications, dont une sur la modélisation énergétique des bâtiments et sur laquelle nous nous appuierons.

1.5.2 Le langage Modelica

Le langage Modelica a été développé et standardisé par l'Association Modelica en 1997 (Mattsson et Elmqvist 1997). Ce langage a été créé avec un format neutre pour unifier les différents langages existants et permettre le partage facile de modèles. La force de Modelica repose sur le fait que c'est un langage de Programmation Orientée Objet (POO). La POO permet d'utiliser des objets comme structure élémentaire, dans lesquels sont encapsulés les équations d'écrivant les phénomènes physiques et ces objets peuvent ensuite être associés ensemble pour former le modèle système (Association 2021).

De plus, Modelica est un langage acausal ce qui renforce la possibilité de réutiliser les modèles développés avec ce langage. Un langage acausal est basé sur le fait que le modèle ne présuppose pas forcément des grandeurs d'entrées et de sorties. Ce type de modèle est plus proche des systèmes réels et s'oppose à un modèle causal dans lequel l'entrée du modèle précède nécessairement la sortie. L'inconvénient d'un langage causal est qu'il nécessite de décrire tous les phénomènes physiques qui entrent en jeux sous formes d'équations (Association 2021).

Enfin, Modelica est un langage ouvert qui peut être interconnecté avec d'autres ou-

tils de modélisation grâce à la norme Functional Mock-up Interface (FMI). Cette norme permet à n'importe quel outil de modélisation de générer du code ou des binaires en C représentant un modèle pour l'intégrer dans un autre environnement de modélisation et de simulation. Cela permet donc à 2 outils de simulation d'échanger leurs résultats en dynamique pour travailler par exemple à des échelles spatiales différentes ou encore à des physiques différentes (Association 2021).

Le langage Modelica peut être utilisé dans des interfaces graphiques libres d'accès ou commerciales. Dymola (Dynamic Modeling Laboratory) est une interface graphique commerciale développée par Dassault Systemes[®] (Systèmes 2023). L'avantage de cette interface par rapport aux interfaces libres telles que OpenModelica par exemple, est sa rapidité, son efficacité dans les calculs et sa stabilité lors de l'utilisation. Enfin, dans l'interface Dymola des bibliothèques commerciales de Dassault Systemes[®] sont disponibles telles que la bibliothèque "Optimization" par exemple qui contient plusieurs algorithmes d'optimisation numérique pour ajuster les paramètres d'un modèle et améliorer le comportement du système.

En outre, une des raisons pour lesquelles le langage Modelica a été choisi est la disponibilité de nombreuses bibliothèques libres d'accès, et plus particulièrement de bibliothèques pour la modélisation thermique dynamique de bâtiments. En effet, dans le cadre du projet Annex 60 de l'AIE, des nouveaux outils basés sur le langage de programmation Modelica ont été développés pour modéliser des bâtiments et réaliser des simulations thermiques dynamiques afin d'évaluer les performances énergétiques des bâtiments à faibles consommations énergétiques (Wetter et Van Treeck 2017). Les bibliothèques développées sont données dans la Figure 1.8.

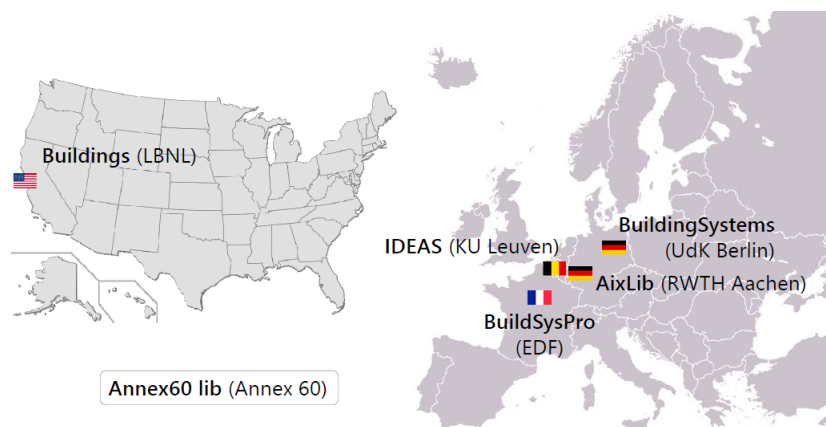


FIGURE 1.8 – Bibliothèques Modelica développées dans le cadre de l'Annex 60 de l'AIE

Ces bibliothèques contiennent des composants validés de manière solide par rapport à des normes standardisées telles que les BESTEST par exemple. Ces composants peuvent être utilisés pour créer rapidement des prototypes de bâtiments, concevoir les systèmes énergétiques d'un bâtiment, évaluer les performances énergétiques des bâtiments et développer puis optimiser le contrôle thermique des bâtiments. Par exemple, dans les bibliothèques "Buildings" et "IDEAS", il existe un composant permettant de modéliser l'enveloppe d'un bâtiment et les transferts thermiques dans une pièce et à travers cette enveloppe (conduction, transferts radiatifs, convection etc.) (Nouidui et al. 2012). Ainsi, ce composant permet de modéliser de manière dynamique la thermique d'un bâtiment en incluant la complexité de celui-ci (matériaux de construction, orientation du bâtiment, scénario d'occupation etc.).

1.6 Conclusion

Cette étude bibliographique a rappelé le contexte global de dérèglement climatique et les exigences réglementaires mise en place pour y faire face. La première partie de ce chapitre a en particulier présenté l'impact environnemental du secteur du bâtiment et les directives instaurées pour tendre vers des bâtiments zéro-énergie (ZEB). Une des principales pistes d'optimisation mis en évidence pour améliorer les performances énergétiques des bâtiments est d'intégrer des enveloppes à haute performance. En effet l'enveloppe du bâtiment est l'interface entre l'intérieur et l'extérieur, donc en améliorant ses propriétés, cela permet de réduire significativement les consommations énergétiques associées au confort des occupants ainsi que les émissions de CO_2 qui en résultent.

Dans une deuxième partie, l'impact environnemental des procédés de culture de microalgues a été présenté. Actuellement, la culture de microalgues à l'échelle industrielle produit plus de carbone qu'elle n'en capte par photosynthèse, du fait des consommations énergétiques des systèmes de régulation thermique du milieu de culture. Les solutions d'optimisation envisagées pour améliorer les performances énergétiques des photobioréacteurs (PBRs) visent principalement à améliorer cet aspect comme c'est le cas pour la biofaçade de microalgues par exemple.

La troisième partie a présenté les performances des biofaçades de microalgues et leur potentiel pour répondre aux enjeux rencontrés par le secteur du bâtiment et des PBRs. En effet ces nouveaux systèmes de production ont le potentiel de diminuer l'emprise foncière des systèmes de culture de microalgues, de diminuer le coût de construction en

mutualisant les matériaux de construction, et de diminuer l'impact environnemental des bâtiments et des PBRs grâce à des échanges de matières et d'énergie entre ces deux systèmes. De nombreuses études se sont intéressées à évaluer les performances des biofaçades en terme de productivité en biomasse ($14,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ de *Chlorella vulgaris* en été à Paris), de production énergétique (6 000 kWh de chaleur par an produit par la biofaçade de 200 m^2 du BIQ Building à Hambourg) et du confort optique dans le bâtiment (pas de différence par rapport à des stores vénitiens selon Pagliolico et al. (2019)). Ces études ont également mis en évidence des points de vigilances à prendre en compte pour l'optimisation des biofaçades. Le facteur d'optimisation le plus important s'est révélé être le coût de construction de ces systèmes ($3\,000 \text{ €}.\text{m}^{-2}$ pour la biofaçade développée par X-TU) qui est le principal frein pour l'acceptabilité sociale de cette technologie.

Enfin, la dernière partie de cette étude visait à comparer des outils de modélisation multi-physique afin d'identifier le logiciel le plus adapté pour répondre à notre problématique de modélisation système d'un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgues. L'outil choisi est le langage Modelica avec l'interface graphique Dymola. Cette configuration a l'avantage de permettre d'utiliser les bibliothèques libres d'accès développées par la communauté Modelica. Par exemple, le chapitre 2 présentera l'hybridation d'un composant de la bibliothèque « Buildings » développé par l'Agence Internationale de l'Energie (AIE) avec le modèle thermique d'un PBR de façade. De plus, l'intérêt d'utiliser Dymola comme interface graphique est de pouvoir utiliser les bibliothèques commerciale développée par Dassault Systemes[®] telles que la bibliothèque « Optimization ». Le chapitre 4 présentera notamment l'utilisation d'un algorithme d'optimisation issu de cette bibliothèque pour déterminer les paramètres optimaux de fonctionnement d'une biofaçade de microalgues pour recycler l'azote et le phosphore des urines comme nutriments pour la culture.

BIBLIOGRAPHIE

- Acién, F. G. et al. (2016), « Wastewater Treatment Using Microalgae : How Realistic a Contribution Might It Be to Significant Urban Wastewater Treatment ? », in : *Applied Microbiology and Biotechnology* 100.21, DOI : 10.1007/s00253-016-7835-7.
- ADEME (2015), *Climat, Air, Energie*, rapp. tech.
- Agency, I. E. (2022), *Buildings – Analysis*, <https://www.iea.org/reports/buildings>.
- Amoatey, P. et R. Bani (2011), « Wastewater Management », in.
- Association, M. (2021), « Modelica - A Unified Object-Oriented Language for Systems Modeling », in.
- Attia, S., R. Lioure et Q. Declaude (2020), « Future Trends and Main Concepts of Adaptive Facade Systems », in : *Energy Science & Engineering* 8.9, DOI : 10.1002/ese3.725.
- Banti, N. et al. (2023), « Green Walls as Retrofitting Measure : Influence on Energy Performance of Existing Industrial Buildings in Central Italy », in : *Buildings* 13.2, DOI : 10.3390/buildings13020369.
- Biloria, N. et Y. Thakkar (2020), « Integrating Algae Building Technology in the Built Environment : A Cost and Benefit Perspective », in : *Frontiers of Architectural Research*, DOI : 10.1016/j.foar.2019.12.004.
- Bisinella de Faria, A. B. et al. (2020), « Dynamic Influent Generator for Alternative Wastewater Management with Urine Source Separation », in : *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 6.2, DOI : 10.1061/JSWBAY.0000904.
- Borkenstein, C. G. et al. (2011), « Cultivation of *Chlorella Emersonii* with Flue Gas Derived from a Cement Plant », in : *Journal of Applied Phycology* 23.1, DOI : 10.1007/s10811-010-9551-5.
- Bosoaga, A., O. Masek et J. E. Oakey (2009), « CO2 Capture Technologies for Cement Industry », in : *Energy Procedia*, DOI : 10.1016/j.egypro.2009.01.020.
- Cannavale, A. et al. (2020), « Smart Electrochromic Windows to Enhance Building Energy Efficiency and Visual Comfort », in : *Energies* 13.6, DOI : 10.3390/en13061449.

- Christenson, L. et R. Sims (2011), « Production and Harvesting of Microalgae for Wastewater Treatment, Biofuels, and Bioproducts », in : *Biotechnology Advances* 29.6, DOI : 10.1016/j.biotechadv.2011.05.015.
- Commissariat général au développement durable (2018), *Répartition sectorielle des émissions de CO2 dans le monde*, <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-du-climat/7-repartition-sectorielle-des-emissions-de-co2-dans-le-monde.php>.
- COMSOL (s. d.), *COMSOL : Logiciel Multiphysique pour l'Optimisation des Designs*, <https://www.comsol.fr/>.
- Cui, H. et al. (2019), « Combination of Utilization of CO2 from Flue Gas of Biomass Power Plant and Medium Recycling to Enhance Cost-Effective Spirulina Production », in : *Journal of Applied Phycology* 31.4, DOI : 10.1007/s10811-019-1736-y.
- D'Agostino, D. et L. Mazzarella (2019), « What Is a Nearly Zero Energy Building? Overview, Implementation and Comparison of Definitions », in : *Journal of Building Engineering* 21, DOI : 10.1016/j.jobe.2018.10.019.
- da Cunha, S. R. L. et J. L. B. de Aguiar (2020), « Phase Change Materials and Energy Efficiency of Buildings : A Review of Knowledge », in : *Journal of Energy Storage* 27, DOI : 10.1016/j.est.2019.101083.
- Dahlquist, E. et al. (2013), « Comparison Open Modelica – Dymola for Power Plant Simulation : » in : *SNE Simulation Notes Europe* 23.3-4, DOI : 10.11128/sne.23.tn.10207.
- Directive 2010/31/UE du parlement européen et du conseil du 19 Mai 2010 sur la performance énergétique des bâtiments* (s. d.).
- Djedjig, R. (2015), « Impacts des enveloppes végétales à l'interface bâtiment microclimat urbain », thèse de doct.
- Doucha, J., F. Straka et K. Lívanský (2005), « Utilization of Flue Gas for Cultivation of Microalgae *Chlorella* Sp.) in an Outdoor Open Thin-Layer Photobioreactor », in : *Journal of Applied Phycology*, DOI : 10.1007/s10811-005-8701-7.
- Duran Quintero, C. et al. (2021), « Eco-Design of Spirulina Solar Cultivation : Key Aspects to Reduce Environmental Impacts Using Life Cycle Assessment », in : *Journal of Cleaner Production* 299, DOI : 10.1016/j.jclepro.2021.126741.
- Feron, P. H. et C. A. Hendriks (2005), « CO₂ Capture Process Principles and Costs », in : *Oil & Gas Science and Technology* 60.3, DOI : 10.2516/ogst:2005027.

- Gerlich, V., K. Sulovská et M. Zálešák (2013), « COMSOL Multiphysics Validation as Simulation Software for Heat Transfer Calculation in Buildings : Building Simulation Software Validation », in : *Measurement* 46.6, DOI : 10.1016/j.measurement.2013.02.020.
- Gernaey, K. V. et al. (2011), « Dynamic Influent Pollutant Disturbance Scenario Generation Using a Phenomenological Modelling Approach », in : *Environmental Modelling & Software* 26.11, DOI : 10.1016/j.envsoft.2011.06.001.
- Goetz, V. et al. (2011), « A Generic Temperature Model for Solar Photobioreactors », in : *Chemical Engineering Journal* 175, DOI : 10.1016/j.cej.2011.09.052.
- Grobbelaar, J. U. (2009), « Factors Governing Algal Growth in Photobioreactors : The “Open” versus “Closed” Debate », in : *Journal of Applied Phycology* 21.5, DOI : 10.1007/s10811-008-9365-x.
- Guerin, M., M. E. Huntley et M. Olaizola (2003), « Haematococcus Astaxanthin : Applications for Human Health and Nutrition », in : *Trends in Biotechnology* 21.5, DOI : 10.1016/S0167-7799(03)00078-7.
- IEA (2013), *Transition to Sustainable Buildings : Strategies and Opportunities to 2050*, Paris : IEA Publ.
- Jamaludin, Z. et al. (2018), « Evaluation of Sustainable Scrubbing Agents for Ammonia Recovery from Anaerobic Digestate », in : *Bioresource Technology* 270, DOI : 10.1016/j.biortech.2018.09.007.
- Jorquera, O. et al. (2010), « Comparative Energy Life-Cycle Analyses of Microalgal Biomass Production in Open Ponds and Photobioreactors », in : *Bioresource Technology* 101.4, DOI : 10.1016/j.biortech.2009.09.038.
- Kazbar, A. et al. (2019), « Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Microalgal Culture in Photobioreactors », in : *Algal Research* 39, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101432.
- Konstantoglou, M. et A. Tsangrassoulis (2016), « Dynamic Operation of Daylighting and Shading Systems : A Literature Review », in : *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 60, DOI : 10.1016/j.rser.2015.12.246.
- Lakenbrink, H. (2013), « White Paper BIQ », in.
- Lara-Gil, J. A., C. Senés-Guerrero et A. Pacheco (2016), « Cement Flue Gas as a Potential Source of Nutrients during CO₂ Mitigation by Microalgae », in : *Algal Research* 17, DOI : 10.1016/j.algal.2016.05.017.

- Liu, B. et al. (2015), « Air Stripping Process for Ammonia Recovery from Source-Separated Urine : Modeling and Optimization », in : *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 90.12, DOI : 10.1002/jctb.4535.
- Loi climat et résilience (s. d.), *Loi climat et résilience : l'écologie dans nos vies*, <https://www.ecologie.gouv.fr/climat-resilience>.
- Marani, M. (2018), *This Algae Facade Curtain Naturally Filters Polluted Air*.
- Masson-Delmotte, V. et al. (2021), « GIEC 2021 : Résumé à l'intention des décideurs. In : Changement climatique 2021 : les bases scientifiques physiques. Contribution du Groupe de travail I au sixième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'évolution du climat », in : *Cambridge University Press*.
- Mattsson, S. E. et H. Elmqvist (1997), « Modelica - An International Effort to Design the Next Generation Modeling Language », in : *IFAC Proceedings Volumes*, 7th IFAC Symposium on Computer Aided Control Systems Design (CACSD '97), Gent, Belgium, 28-30 April 30.4, DOI : 10.1016/S1474-6670(17)43628-7.
- Mendes, N., G. H. C. Oliveira et H. X. Araújo (2001), « Building Thermal Performance Analysis by Using Matlab/Simulink », in : *IBPSA Conférence*, Rio de Janeiro, Brazil.
- Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires (2023), *L'économie circulaire*, <https://www.ecologie.gouv.fr/leconomie-circulaire>.
- Nations, U. (s. d.), *L'Accord de Paris / Nations Unies*, <https://www.un.org/fr/climatechange/paris-agreement>.
- Negev, E. et al. (2019), « Algae Window for Reducing Energy Consumption of Building Structures in the Mediterranean City of Tel-Aviv, Israel », in : *Energy and Buildings* 204, DOI : 10.1016/j.enbuild.2019.109460.
- Nouidui, T. S. et al. (2012), « Validation and Application of the Room Model of the Modelica Buildings Library », in.
- Nwoba, E. G. et al. (2019), « Light Management Technologies for Increasing Algal Photobioreactor Efficiency », in : *Algal Research* 39, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101433.
- Öncel, S., A. Köse et D. Öncel (2016), « Façade Integrated Photobioreactors for Building Energy Efficiency », in : *Start-Up Creation*, Elsevier, DOI : 10.1016/B978-0-08-100546-0.00011-X.
- Pagliolico, S. L. et al. (2019), « Preliminary Results on a Novel Photo-Bio-Screen as a Shading System in a Kindergarten : Visible Transmittance, Visual Comfort and Energy Demand for Lighting », in : *Solar Energy* 185, DOI : 10.1016/j.solener.2019.03.095.

- Panis, G. et J. R. Carreon (2016), « Commercial Astaxanthin Production Derived by Green Alga *Haematococcus Pluvialis* : A Microalgae Process Model and a Techno-Economic Assessment All through Production Line », in : *Algal Research* 18, DOI : 10.1016/j.algal.2016.06.007.
- Pechsiri, J. S. et al. (2023), « Comparative Life Cycle Assessment of Conventional and Novel Microalgae Production Systems and Environmental Impact Mitigation in Urban-Industrial Symbiosis », in : *Science of The Total Environment* 854, DOI : 10.1016/j.scitotenv.2022.158445.
- Perez-Castro, A., J. Sanchez-Moreno et M. Castilla (2017), « PhotoBioLib : A Modelica Library for Modeling and Simulation of Large-Scale Photobioreactors », in : *Computers & Chemical Engineering* 98, DOI : 10.1016/j.compchemeng.2016.12.002.
- Pérez-López, P. et al. (2017), « Comparative Life Cycle Assessment of Real Pilot Reactors for Microalgae Cultivation in Different Seasons », in : *Applied Energy* 205, DOI : 10.1016/j.apenergy.2017.08.102.
- Pradhan, S. K., A. Mikola et R. Vahala (2017), « Nitrogen and Phosphorus Harvesting from Human Urine Using a Stripping, Absorption, and Precipitation Process », in : *Environmental Science & Technology* 51.9, DOI : 10.1021/acs.est.6b05402.
- Pruvost, J. et al. (2016), « Microalgae Culture in Building-Integrated Photobioreactors : Biomass Production Modelling and Energetic Analysis », in : *Chemical Engineering Journal* 284, DOI : 10.1016/j.cej.2015.08.118.
- Rajabzadeh, A. R., R. L. Legge et K. P. Weber (2015), « Multiphysics Modelling of Flow Dynamics, Biofilm Development and Wastewater Treatment in a Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland Mesocosm », in : *Ecological Engineering* 74, DOI : 10.1016/j.ecoleng.2014.09.122.
- Ramanathan, N. (2013), *Acid-Base Equilibria, pH and Buffers*.
- Reichl, G. (2003), « WasteWater a Library for Modelling and Simulation of Wastewater Treatment Plants in Modelica », in.
- Richmond, A. (2008), *Handbook of Microalgal Culture : Biotechnology and Applied Phycology*, John Wiley & Sons.
- Rockström, J. et al. (2009), « A Safe Operating Space for Humanity », in : *Nature* 461.7263, DOI : 10.1038/461472a.
- Rosseinsky, D., R. Mortimer et P. Monk (2013), *Electrochromic Materials and Devices*, Wiley.

- Silva, A. G. et al. (2015), « Life Cycle Assessment of Biomass Production in Microalgae Compact Photobioreactors », in : *GCB Bioenergy* 7.2, DOI : 10.1111/gcbb.12120.
- Spiliotis, K. et al. (2020), « Electrical System Architectures for Building-Integrated Photovoltaics : A Comparative Analysis Using a Modelling Framework in Modelica », in : *Applied Energy* 261, DOI : 10.1016/j.apenergy.2019.114247.
- Steffen, W. et al. (2015), « Planetary Boundaries : Guiding Human Development on a Changing Planet », in : *Science* 347.6223, DOI : 10.1126/science.1259855.
- Stephenson, A. L. et al. (2010), « Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiesel Production in the United Kingdom : A Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors », in : *Energy & Fuels* 24.7, DOI : 10.1021/ef1003123.
- Systèmes, D. (2023), *Dernière version - Dymola - Dassault Systèmes®*, <https://www.3ds.com/fr/produits-et-services/catia/produits/dymola/derniere-version/>.
- Talaei, M. et M. Mahdavinejad (2019), « Probable Cause of Damage to the Panel of Microalgae Bioreactor Building Façade : Hypothetical Evaluation », in : *Engineering Failure Analysis* 101, DOI : 10.1016/j.engfailanal.2019.02.060.
- Talaei, M., M. Mahdavinejad et R. Azari (2020), « Thermal and Energy Performance of Algae Bioreactive Façades : A Review », in : *Journal of Building Engineering* 28, DOI : 10.1016/j.jobe.2019.101011.
- Talaei, M. et al. (2021), « Multi-Objective Optimization of Building-Integrated Microalgae Photobioreactors for Energy and Daylighting Performance », in : *Journal of Building Engineering* 42, DOI : 10.1016/j.jobe.2021.102832.
- Todisco, E. et al. (2022), « A Dynamic Model for Temperature Prediction in a Façade-Integrated Photobioreactor », in : *Chemical Engineering Research and Design*, DOI : 10.1016/j.cherd.2022.03.017.
- Todisco, E. (2019), « Microalgae Growth Optimization in Biofaçade Photobioreactors », thèse de doct., Université de Nantes.
- Varshney, P. et al. (2015), « Extremophilic Micro-Algae and Their Potential Contribution in Biotechnology », in : *Bioresource Technology*, Advances in Biofuels and Chemicals from Algae 184, DOI : 10.1016/j.biortech.2014.11.040.
- Vo, H. N. P. et al. (2019), « A Critical Review on Designs and Applications of Microalgae-Based Photobioreactors for Pollutants Treatment », in : *Science of The Total Environment* 651, DOI : 10.1016/j.scitotenv.2018.09.282.

-
- Vuppaladadiyam, A. K. et al. (2018), « Impact of Flue Gas Compounds on Microalgae and Mechanisms for Carbon Assimilation and Utilization », in : *ChemSusChem* 11.2, DOI : 10.1002/cssc.201701611.
- Wetter, M. et C. Van Treeck (2017), *IEA EBC Annex 60 : New Generation Computing Tools for Building and Community Energy Systems*.
- Wetter, M. et al. (2006), « Modelica versus TRNSYS - a Comparison between an Equation-Based and a Procedural Modeling Language for Building Energy Simulation », in.
- Wlkinson, S. et al. (s. d.), « Feasibility of Algae Building Technology in Sydney », in : ().
- X-Tu architect (2009), « Dossier Presse SymbIO2 », in.

MODÈLE THERMIQUE SYSTÈME BÂTIMENT -BIOFAÇADE

2.1 Introduction

Les photobioréacteurs sont des collecteurs d'énergie solaire qui ont donc tendance à surchauffer notamment l'été. En effet, 95% de l'énergie solaire capturée est convertie en chaleur (Pruvost et al. 2016) car le liquide absorbe le rayonnement infrarouge et la photosynthèse est une réaction biochimique exoénergétique (Cornet 2007). La température optimale de croissance des microalgues est usuellement comprise entre 15 et 35°C (Goetz et al. 2011). En dehors de cette gamme de température, les enzymes et protéines impliquées dans la photosynthèse sont désactivées ce qui diminue la productivité en biomasse (Salvucci et Crafts-Brandner 2004). Il est donc indispensable de rester dans cette gamme de température pour maintenir un bon état de croissance.

Différentes solutions de régulation thermique sont utilisées (échangeur thermiques, immersion des systèmes de culture, pulvérisation d'eau etc.). Mais ces systèmes consomment beaucoup de ressources (eau et énergie) et sont donc décriés par rapport à leurs impacts négatifs sur le bilan environnemental global de la culture industrielle de microalgue (Grobelaar 2009). Ainsi, pour mieux comprendre le comportement thermique des systèmes de culture de microalgues et concevoir les solutions de régulation adaptées, des modèles thermiques ont été développés (Béchet et al. 2010; Endres et al. 2016; Goetz et al. 2011; Pruvost et al. 2019; Todisco et al. 2022).

2.1.1 Modélisation thermique des systèmes de culture de microalgues

L'objectif de ces modèles thermiques est de prédire l'évolution de la température du milieu de culture en fonction des conditions d'ensoleillement et de la température ex-

térieure. Chaque modèle est adapté au type de réacteur étudié. Par exemple, pour les systèmes ouverts, les modèles prennent en compte l'influence de l'évaporation (Pruvost et al. 2019) alors que, pour les bassins avec une couverture, les modèles prennent en compte la condensation sur la vitre sous forme de gouttelettes (Hoeniges et al. 2021 ; Mangi et al. 2021).

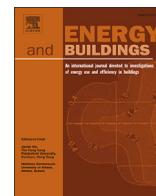
D'une façon générale, les résultats de simulation de ces modèles montrent que les systèmes ouverts consomment moins d'énergie thermique par rapport aux systèmes fermés. Pour les photobioréacteurs fermés, plus le système est fin (i.e. augmentation du ratio surface : volume pour augmenter la productivité en biomasse), plus la consommation énergétique pour la régulation thermique du milieu de culture (chauffage et refroidissement) aura tendance à être importante du fait de la faible inertie de ces systèmes. Ainsi, pour diminuer la consommation énergétique des systèmes de culture, différentes solutions de conception sont envisagées tel que la biofaçade de microalgues, puisque la présence du bâtiment augmente l'inertie des systèmes de culture sans affecter le ratio surface : volume.

2.1.2 Modèle thermique de la biofaçade de microalgues

Todisco et al. (2022) ont développé le modèle thermique d'une biofaçade de microalgues. Ce modèle a été validé sur un bâtiment pilote puis utilisé pour caractériser le comportement thermique de ce système. L'analyse de sensibilité a révélé l'importance de certains paramètres de construction sur le comportement thermique du procédé. Toutefois, une des limites de ce modèle est qu'il ne prend pas en compte le comportement thermique du bâtiment (i.e. une température constante à l'intérieur du bâtiment est considérée).

L'objectif de ce chapitre est donc de présenter le modèle thermique de biofaçade de microalgue couplé à celui de l'enveloppe de bâtiment. Avec ce modèle, l'ambition est d'évaluer la symbiose thermique entre le bâtiment et le système de culture en façade. Les résultats de validation de ce modèle thermique bâtiment-biofaçade ainsi que les résultats de simulation sont présentés dans la section suivante sous forme d'une publication qui a été soumise dans le journal *Energy and Buildings*.

2.2 Publication



System modeling of the thermal behavior of a building equipped with facade-integrated photobioreactors: Validation and comparative analysis

Flora Girard, Cyril Toublanc, Yves Andres, Emmanuel Dechandol, Jeremy Pruvost*

Nantes university, Oniris, IMT Atlantique, CNRS, GEPEA, UMR 6144, CRTT CS 90406, 44612, Saint-Nazaire, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Thermal modeling
Biofacade
Microalgae
Sustainable building

ABSTRACT

A microalgae-based biofacade is a double-skin facade with integrated photobioreactors (PBRs) for solar cultivation of microalgae. One purpose of cultivating microalgae on building facades is to create an 'active' facade that can reduce the energy consumption required to maintain thermal comfort inside the building, by creating exchange loops between the building and the microalgae cultivation system. This paper describes the experimental validation of a thermal model of a building equipped with a biofacade PBR, and its use in analyzing the energy consumption of international-standard buildings in two different climate conditions (oceanic climate using the weather data from Nantes, France, and semi-arid climate using weather data from Los Angeles, USA). The results of this analysis show that the microalgae biofacade almost entirely removes the building's cooling demand, and the warmer the location the stronger the effect. In addition, the heating demand of the biofacade PBR is also greatly reduced (between 92% and 100% depending on the location). The microalgae biofacade is therefore a more sustainable solution to produce valuable biomass and a promising technology for the development of zero-emission buildings; to this end, suggestions for optimizing the process are put forward.

0. Introduction

The Climate-Energy Framework [1] has defined three main targets for 2030:

- To reduce Greenhouse Gas (GHG) emissions by 40% (compared to 1990 levels);
- To increase the use of renewable energy to 32%;
- To improve energy efficiency to achieve a 32.5% energy saving.

Since buildings are the biggest energy consumers in the world, representing over 30% of the total energy demand and producing approximately 30% of global carbon emissions [2], and in observance of the Climate-Energy Framework objectives, the International Energy Agency (IEA) has identified technologies (building envelopes, heating and cooling technologies, lighting, cooking and other appliances) and policies to reduce energy consumption in the building sector and halve the carbon dioxide (CO₂) emissions by 2050 [2].

To achieve this goal, the Energy Performance of Buildings Directive (EPBD) [3] has set standards for new and restored buildings in Europe, and established guidelines for Net Zero Emission Buildings (NZEB):

- To optimize the building envelope and integrate passive heating and cooling systems to reduce the energy requirement for thermal comfort;
- To improve the energy efficiency of active systems *i.e.* solar thermal panels, photovoltaic systems etc.;
- To use and/or produce renewable energy locally

Building envelope is the interface between the indoor and the outdoor environment. Several studies revealed the impact of building envelope on its energy consumption and proposed design solutions to improve indoor comfort while reducing the environmental impact of the building [4–7]. Building envelope performances can be affected by the facade design, the material properties and the orientation.

Regarding the facade design, new technologies have been developed, such as adaptive facade [4], double skin facade [6] etc. For example, Building Integrated Photovoltaics (BIPV) consists of a double-skin facade of photovoltaic (PV) collectors that can be installed on facades, roofs and windows to make buildings self-sufficient in terms of energy [8–11]. The purpose of integrating PV modules with the building envelope is to produce electrical energy while improving thermal efficiency compared to conventional free-field installations.

* Corresponding author.

E-mail address: jeremy.pruvost@univ-nantes.fr (J. Pruvost).

<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113147>

Received 1 March 2023; Received in revised form 2 May 2023; Accepted 4 May 2023

Available online 9 May 2023

0378-7788/© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.

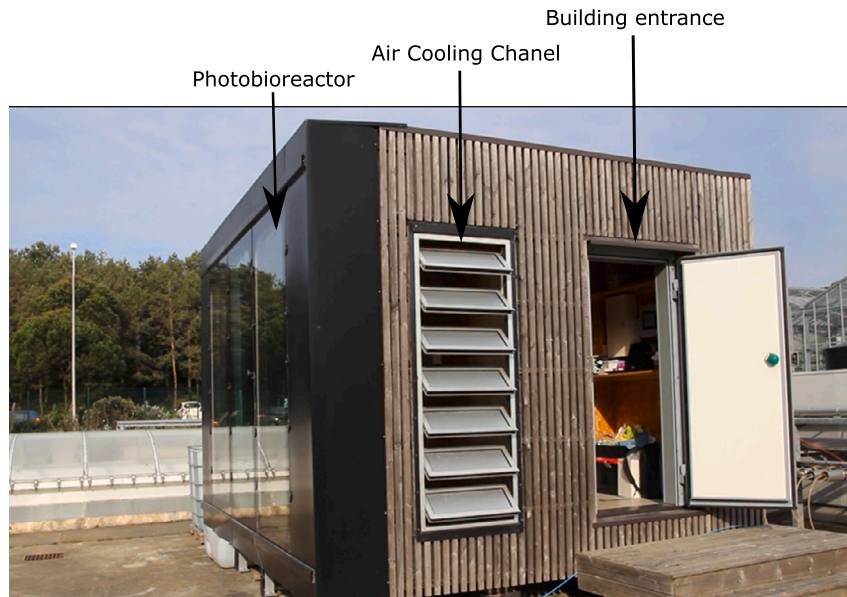


Fig. 1. Photo of the SymbioBOX pilot with location of the Air Cooling Chanel (ACC).

A microalgae-based biofacade is composed of several closed microalgae cultivation systems called photobioreactors (PBRs) installed vertically on an external wall. Like BIPV, this technology can also be used as a double-skin facade but combined with a living wall. The double-skin geometry is created by an Air Cooling Channel (ACC) inserted between the PBR on the facade and the building's internal wall. Air is supplied to the ACC via shutters at each end, which can be opened and closed (Fig. 1).

Microalgae are photosynthetic organisms that act as solar collectors for converting carbon dioxide into oxygen and valuable biomass. The biomass produced can also be used in many fields, including the food industry, pharmaceuticals and cosmetics, energy production and biofertilizers [12]. The advantages of cultivating microalgae on building facades are that:

- The cost of constructing the microalgae cultivation system is reduced as the materials are shared with the building;
- There is reduced competition for land by cultivating microalgae on sunlit building facades, which are well suited to microalgae cultivation and otherwise unused;
- Pollutant emissions from buildings can be reduced by recycling the building's liquid and gaseous effluents into the microalgae culture.

Microalgae-based biofacades are therefore an attractive solution for using the solar-collecting properties of microalgae to produce high-value biomass in urban areas close to consumers, where there is competition for land (urban agriculture concept). Another advantage of this shared usage is that it promotes a synergy within the system (*i.e.* shared construction materials, exchange of matter and energy) to develop sustainable and affordable buildings through biomass valorization.

The aim of this paper is to evaluate the potential of microalgae-based biofacades for improving building thermal behavior (reducing heating and cooling demand) by comparing, *in silico*, the annual building energy consumed in respect for thermal comfort. The objective is to develop a system model that can simulate different types of biofacade implementation. First, the methodology used for modeling the general system modeling approach is described, then validated against experimental results obtained on a pilot-scale biofacade: Symbio2BOX (building and biofacade). The results obtained for each subsystem and for the integrated system are then discussed in order to highlight the effects of the biofacade-building synergy. Finally, the model is used in a theoretical energy analysis to compare the annual energy demands

of two international-standard buildings located in arid and oceanic climatic areas. The values are then compared to stand-alone systems to investigate the benefits of attaching facade-photobioreactors to buildings. Various environmental criteria are evaluated, such as the amount of CO₂ equivalent emitted for the thermal regulation of the building and the biofacade.

1. Numerical model

A system thermal model of a building with a facade-integrated PBR was developed in Modelica (using Dymola 2021 software), an equation-based object-oriented language [13] for multiphysics systems modeling which requires less development time than other modeling tools [14]. The system comprises two thermal sub-systems: a biofacade model and a building model (Fig. 2).

1.1. Biofacade thermal model

A thermal model of a biofacade had been developed previously by Todisco et al. [15]. This model was improved to incorporate the use of double glazing. The optical model of standard ISO 9050 [16], commonly used to calculate glass transmittance coefficients (Equation (1)) and reflectance coefficients (Equation (2)) as a function of sunlight incidence angle (Fig. 3) [17,18] was then added. This model was based on Fresnel equations (Equation (7) and Equation (9)) to calculate the transmittance (Equation (4)) and reflectance (Equation (5)) of each diopter, and on Snell's law to calculate the refractive angle of the glass (Equation (8)). Corresponding equations:

$$T_n = \begin{cases} 1 & \text{if } n = 0, \\ T_{ij-1} \times \frac{T_{ij}}{1 - R_{ij} \times R_{ij-1}} & \text{else if,} \end{cases} \quad (1)$$

$$R_n = \begin{cases} 0 & \text{if } n = 0, \\ R_{ij-1} + \frac{T_{ij-1} \times T_{ij} \times R_{ij}}{1 - R_{ij} \times R_{ij-1}} & \text{else if,} \end{cases} \quad (2)$$

and

$$A_n = \begin{cases} 0 & \text{if } n = 0, \\ \frac{T_{ij-1} \times A_{ij}}{1 - R_{ij-1} \times R_{ij}} + \frac{T_{ij} \times R_{ij} \times A_{ij}}{1 - R_{ij} \times R_{ij-1}} & \text{else if,} \end{cases} \quad (3)$$

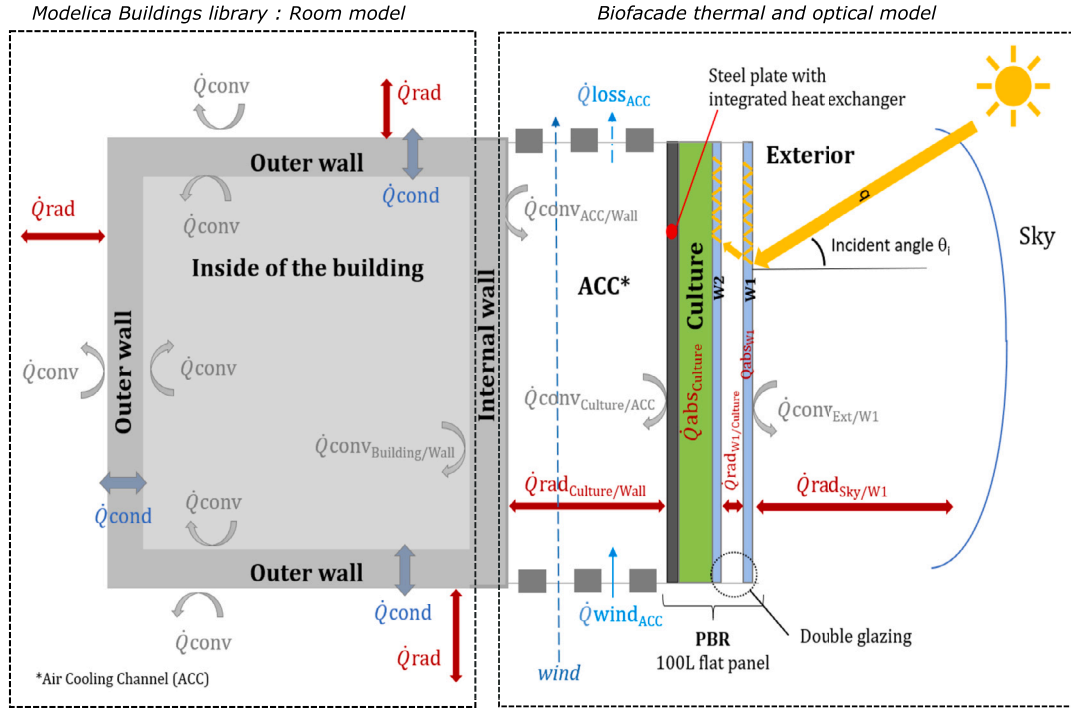


Fig. 2. Heat exchanges used in the system thermal model. The model combines a building envelope thermal model with a PBR thermal model.

where T_n and R_n are respectively the global transmittance and reflectance of n diopters, T_{ij} and R_{ij} are respectively the transmittance (Equation (4)) and the reflectance (Equation (5)) of the diopter between the interfaces i and j .

The transmittance, reflectance and absorbance of each diopter are given by:

$$T_{ij} = \frac{\tau_{ij}(\theta) \times \tau_{ij-1}(\theta) \times \exp(-\alpha \times \frac{d}{\cos(\theta)})}{1 - \rho_{ij}(\theta) \times \rho_{ij-1}(\theta) \times \exp(-2\alpha \times \frac{d}{\cos(\theta)})} \quad (4)$$

$$R_{ij} = \rho_{ij}(\theta) \times (1 + T_{ij} \times \exp(-\alpha \times \frac{d}{\cos(\theta)})) \quad (5)$$

and

$$A_{ij} = 1 - T_{ij} - R_{ij} \quad (6)$$

where $\tau_{ij}(\theta)$ and $\rho_{ij}(\theta)$ are respectively the transmissivity (Equation (9)) and reflectivity (Equation (7)) at interface ij for sunlight incident angle θ , d is the thickness of the diopter given in Table 1 and α is the absorption coefficient (Equation (10)).

$$\rho_{ij} = \frac{1}{2} \times \left(\left(\frac{n_i \times \cos(\theta_i) - n_j \times \cos(\theta_t)}{n_i \times \cos(\theta_i) + n_j \times \cos(\theta_t)} \right)^2 + \left(\frac{n_i \times \cos(\theta_i) - n_j \times \cos(\theta_t)}{n_i \times \cos(\theta_i) + n_j \times \cos(\theta_t)} \right)^2 \right) \quad (7)$$

where ρ_{ij} is the reflectivity, n is the refractive index of the interface, θ_i the incidence angle and θ_t the refracted angle calculated by Equation (8).

$$n_i \times \sin(\theta_i) = n_j \times \sin(\theta_t) \quad (8)$$

$$\tau_{ij} = 1 - \rho_{ij} \quad (9)$$

where τ_{ij} is the transmissivity and ρ_{ij} is the reflectivity determined by Equation (7).

$$\alpha = \frac{4 \times \pi \times k_\lambda}{\lambda} \quad (10)$$

where α is the absorption coefficient, k_λ is the spectrally dependent extinction coefficient determined by Equation (11) and λ is the wave-

Table 1

Input parameter of the optical model of the microalgae biofacade.

	d (m)	R(0)	T(0)
Glass 1	$4e^{-3}$	0.08	0.898
Glass 2	$4e^{-3}$	0.145	0.813

length. In this study the optical properties are determined in the solar spectrum (i.e. average wavelength of $\lambda = 0.898 \times 10^{-6}$ m is used).

$$k_\lambda = -\frac{\lambda}{4 \times \pi \times d} \times \ln\left(\frac{R(0) - \rho(0)}{\rho(0) \times T(0)}\right) \quad (11)$$

where k_λ is the spectrally dependent extinction coefficient, d is thickness of the diopter, $R(0)$ and $T(0)$ are the reflectance and transmittance of the glass at normal incidence angle given by the glass supplier given in Table 1 and $\rho(0)$ is the reflectivity at normal incidence angle calculated by Equation (12).

$$\rho(0) = \frac{\beta - \sqrt{\beta^2 - 4 \times (2 - R(0)) \times R(0)}}{2 \times (2 - R(0))} \quad (12)$$

where $\rho(0)$ is the reflectivity at normal incidence angle and β is given by Equation (13).

$$\beta = T(0)^2 - R(0)^2 + 2 \times R(0) + 1 \quad (13)$$

The incidence angle refers to solar radiation, and is dependent on the position of the sun with respect to the surface of the biofacade. For diffuse solar radiation, we assumed a uniform distribution within the incident angle range 0° to 90° . The transmittance at each angle was thus calculated with the optical model, and the global transmittance for diffuse radiation was the integrated value of transmittance between 0° and 90° (Equation (14)):

$$T_{ndiff} = \frac{2}{\pi} \int_0^{\frac{\pi}{2}} T_n(\Theta) d\Theta \quad (14)$$

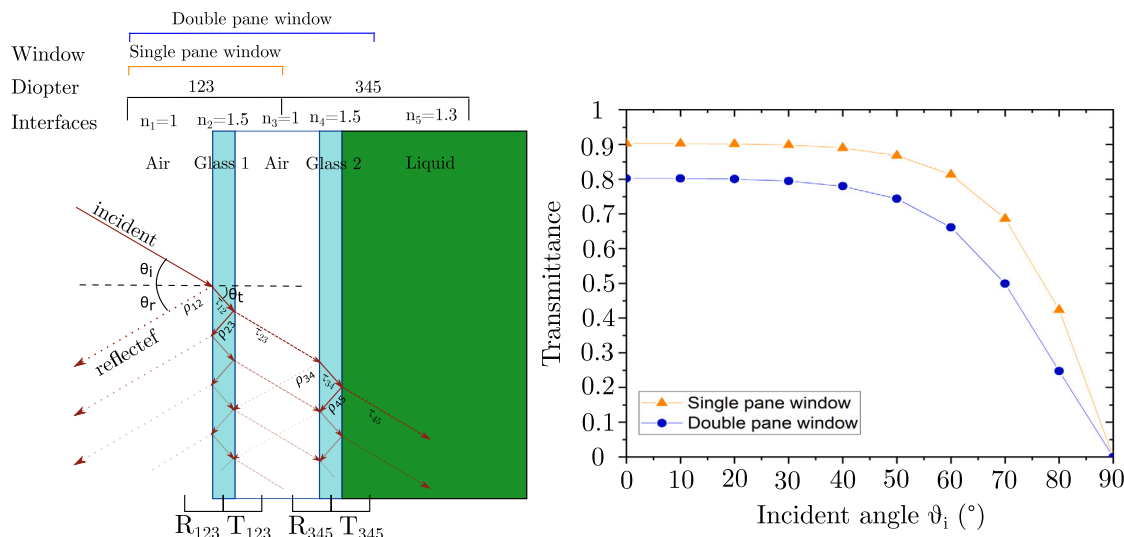


Fig. 3. Side view of biofacade and transmittance coefficient calculated with the optical model, for the outer (W1) and inner (W2) glazing, depending on the sunlight incidence angle.

An example of global transmittance values as a function of incident angle, for a microalgae biofacade is given in Fig. 3. The transmittance of single glazing was found to be greater than that of double glazing because some of the radiation is absorbed by the first pane in the double glazing. However, the transmittance of transparent glass, as presented here, is quite high; between 80% and 90% of the radiation was transmitted for an incidence angle of between 0° (normal incidence angle) and 50°, then the amount of light transmitted dropped rapidly to 0% when the incident light was parallel to the glass ($\Theta = 90^\circ$) due to the increase in reflection.

Consequently, the biofacade thermal model establishes the thermal balance (solar radiation and heat transfer by convection and radiation) of a vertical PBR installed on a building facade, and concludes that the microalgae culture is a perfectly mixed opaque liquid, and air an ideal gas. This thermal balance allows prediction of the temperature evolution of the culture medium depending on weather conditions, as well as the energy consumption required to maintain the temperature of the culture medium within in the optimal growth range. For a detailed description of the thermal model, see [15].

1.2. Building thermal model

The building thermal model is the component ‘room’ from the Modica Buildings library developed at the Lawrence Berkeley National Laboratory [19]. The model simulates a building envelope and the related heat transfer phenomena (radiation, convection, conduction and solar radiation) [20] and is validated by the America Society of Heating, Refrigeration and Air Conditioning Engineering (ASHRAE) and by American National Standards Institute (ANSI) Standard 140 [21]. This standard also describes a methodology to test the accuracy of building simulation models by comparing the simulated annual energy performance of a thermal zone with the results of internationally recognized building energy simulation tools (ESP, BLAST, DOE2, SRES/SUN, SERIRES, S3PAS, TRNSYS, TASE etc.).

2. Model validation of Symbio2BOX

2.1. Experiment set-up

The experimental data used for thermal model validation were collected on a biofacade pilot known as Symbio2BOX between May 12, 2021 and June 26, 2021. The pilot was located at the Algosolis facility

in Saint-Nazaire (French Atlantic coast) and consisted of a 12 m² building with three different rooms (office, housing and factory), the front wall of which fitted with a central window (1/3) and airlift PBRs (2/3) (Fig. 4, see also Todisco et al. for a full description of the Symbio2BOX pilot [15]).

The air temperature in the building was measured with a temperature sensor type K (RS pro 611-7946) with an operative range between -75 °C and +250 °C and a tolerance of 0.5 °C. The temperatures were measured in the middle of each room at a height of approximately 1.10 m and with a mobile sensor at standard comfort heights of 0.1 m, 1.1 m and 1.7 m [22], and at different locations in the room (by the front window, by the rear wall) to verify temperature homogeneity in the room. In addition, the temperatures of the external north, east, west and south walls were measured to serve as boundary condition inputs for the thermal model. These temperatures were measured between the wood cladding and the insulation (in the air space in the middle of the wall at a height of approximately 1.1 m), except for the south wall where the thermal sensor was affixed to the center of the glass, using gray tape to avoid creating a thermal radiation artefact (Fig. 4).

The culture systems were inoculated with the cyanobacterium *Arthrospira platensis* (well known as Spirulina) as a strain of practical interest for food application [12], but also because of its resistance to large temperature (>35 °C) which facilitates the setting of the experimental campaign.

To validate the model against various experimental data and enable a comparison of the effects of thermal interaction with the building, the temperature of the culture medium was regulated under two different conditions:

- The PBR on the right was passively regulated by opening and closing the ACC (see also [15]). The ACC opening was controlled by the temperature of the right-hand PBR culture medium, with a targeted-temperature setpoint range of between 30 °C and 35 °C (the ACC was closed below 30 °C and open above 35 °C). The purpose of this passive thermal regulation was to assess whether the ACC was able to maintain the culture medium temperature within the optimal growth range of the strain, and to evaluate the impact of thermal regulation on biomass productivity;
- The temperature of the left-hand PBR culture medium was passively regulated by opening and closing the ACC, supplemented with an active thermal regulation system: a heat exchanger (cooling and heating) integrated with a steel plate located at the back of the cultivation system. The aim of this heat exchanger was to keep

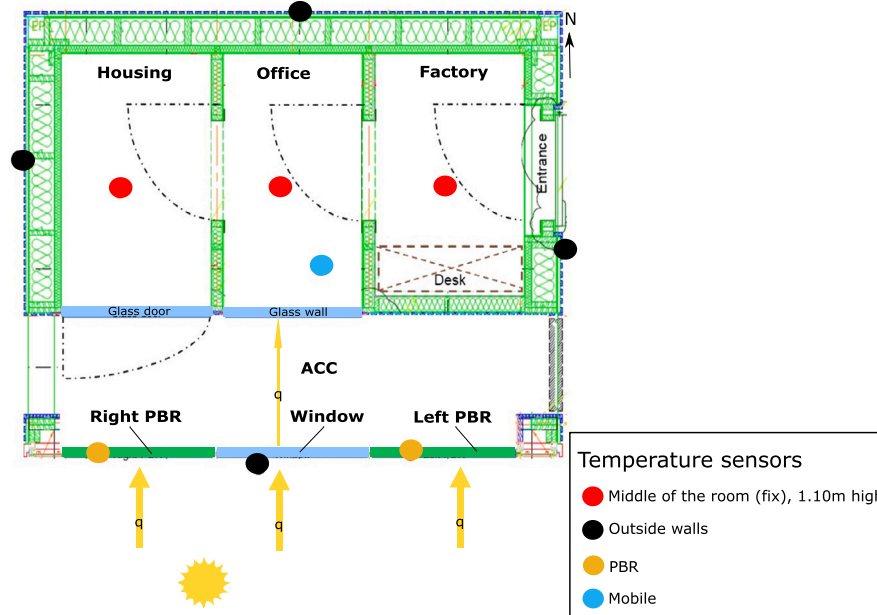


Fig. 4. Map of the Symbio2BOX pilot with location of temperature sensors in the rooms and in the PBRs.

Table 2
Size of the rooms in the Symbio2BOX pilot.

	Factory	Office	Housing
Length [m]	2.07	2.07	2.07
Width [m]	1.32	1.23	1.32
Area [m ²]	2.7	2.6	2.7
Height [m]	2.35	2.35	2.35

the culture medium temperature within a narrower temperature range between 30 ° and 35 °C.

2.2. Modeling of the Symbio2BOX

The overall model for the Symbio2BOX consisted of (Fig. 5):

- Three building thermal envelope models from the *Buildings Library*. The boundary conditions of these models were the outside wall temperatures experimentally measured on the pilot, as described in section 1.2;
- Two thermal biofacade models developed by Todisco et al. and described in detailed in [15]). The set point temperatures of the PBRs were adapted to reflect the thermal regulation conditions described in section 1.2 (passive thermal regulation for the right-hand PBR and active thermal regulation for the left-hand PBR);
- One thermal and optical model of a window (double glazed).

Data for the Symbio2BOX model are given in Table 2 and Table 3. Note that U_{values} were calculated according to National Fenestration Rating Council (NFRC) standard exterior conditions (wind speed of 5.5 m.s⁻¹, outdoor temperature of -18 °C and indoor temperature of 21 °C).

Because of the design of the Symbio2BOX, two harmonization factors were introduced. A constant heat gain of 10 W was added only to the ‘factory’ room to represent the presence of a computer [23]. In addition, a heat gain (F_{solar}) was introduced in the ‘office’ room to represent solar heat gain through the windows (no solar heat gain was added to the ‘factory’ and ‘housing’ rooms since they both had opaque facades). The F_{solar} was calculated with Equation (15).

$$F_{solar} = q \times A \times T_n \times E \quad (15)$$

where F_{solar} is the heat gain in the ‘office’ room, q is the incident solar flux, A is the surface of the glass, T_n is the global transmittance of the window determined by Equation (1) and E a harmonization factor added to fit the experimental data and considered constant in all simulations; $E = 0.025$ in the case of Symbio2BOX and can be explained by the presence of the ACC and the low surface of window compared to opaque wall for this pilot.

2.3. Indicators for model validation

The overall model was validated by comparing the simulation results with the experimental temperature data. Statistical indicators were introduced [24,25] to evaluate model accuracy. This was done by calculating the Mean Absolute Error (MAE) and Root Mean Square Error (RMSE) (Table 4). The MAE evaluated the accuracy of the model forecast, and the RMSE quantified the mean error between the two datasets (experimental data and simulation results). In addition, a graphical comparison was carried out by plotting the simulated temperatures and the measured temperatures to evaluate the dynamics of the prediction and to identify outliers.

2.4. Validation results

The hypothesis in the thermal modeling of a homogeneous temperature in each room was firstly validated. For this purpose, the air temperature measured by the mobile and fixed sensors in the ‘office’ room were compared. Fig. 6 shows that the temperature measured by the mobile sensor was always below that measured by the fixed sensor (certainly due to sensor calibration). However, the difference between the fixed and mobile sensors was within an acceptable uncertainty range of ± 1 °C regardless of the location in the room. In addition, the mean difference between the two datasets, calculated by Root Mean Square Error (RMSE), was 0.63 °C. The hypothesis of a homogeneous temperature for the thermal Symbio2BOX model was therefore confirmed.

The experimental air temperature of each room, and the culture medium temperature in the two PBRs measured experimentally were then compared to the simulation results. For the sake of readability, only the validation results for the first 10 days of the experiment (May 12, 2021 to May 22, 2021) are given (Fig. 7).

Fig. 7 shows that the overall simulation results are close to the experimental data. Note that the sudden change in the experimental data,

Table 3
Material properties used in the Symbio2BOX thermal model.

	U_{value} [W.m ⁻² .K ⁻¹]	Conductivity k [W.m ⁻¹ .K ⁻¹]	Density ρ [kg.m ⁻³]	Specific heat capacity Cp [J.kg ⁻¹ .K ⁻¹]	Thickness [m]	Characteristic
External walls	0.112	0.023	30	1470	0.2	Insulation (polyurethane)
Partition walls	0.220	0.028	30	1470	0.1	Insulation (polyurethane)
Floor	0.112	0.028	30	1470	0.2	Insulation (polyurethane)
Roof	0.090	0.023	30	1470	0.25	Insulation (polyurethane)
Biofacade	1.309	0.96	2500	720	0.004	Glass
		0.0241	1.23	1008	0.016	Air
		0.96	2500	720	0.004	Glass
		0.6	997	4185	0.038	Culture medium (liquid)
		50.2	7850	500	0.004	Steel plate
		0.0241	1.23	1008	1.4	Air
Middle double-glazed window	1.708	0.96	2500	720	0.004	Glass
		0.0241	1.23	1008	0.016	Air
		0.96	2500	720	0.004	Glass
		0.0241	1.23	1008	1.4	Air
		0.96	2500	720	0.004	Glass wall

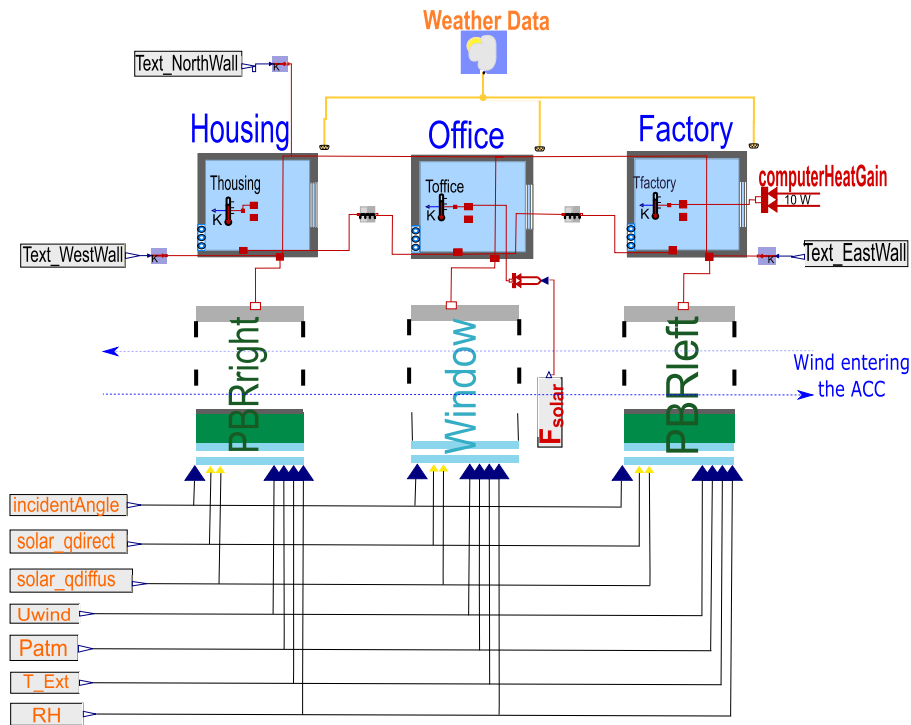


Fig. 5. Screenshot of the Symbio2BOX thermal model in Dymola 2021 (Modelica).

Table 4
Equations and interpretations of statistical indicators for model validation.

Indicators	MAE (Mean Absolute Error)	RMSE (Root Mean Square Error)
Evaluated criteria	Forecast accuracy	Quantification of the error between datasets
Equation	$\frac{\sum_{i=1}^n X_{obs, i} - X_{sim, i} }{n}$	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs, i} - X_{sim, i})^2}{n}}$
Unit	Same as X	Same as X
Values	[0;∞[[0;∞[
Interpretation	Close to 0 to validate the model Low MAE and high RMSE confirm the simulation results but reveal some outliers	

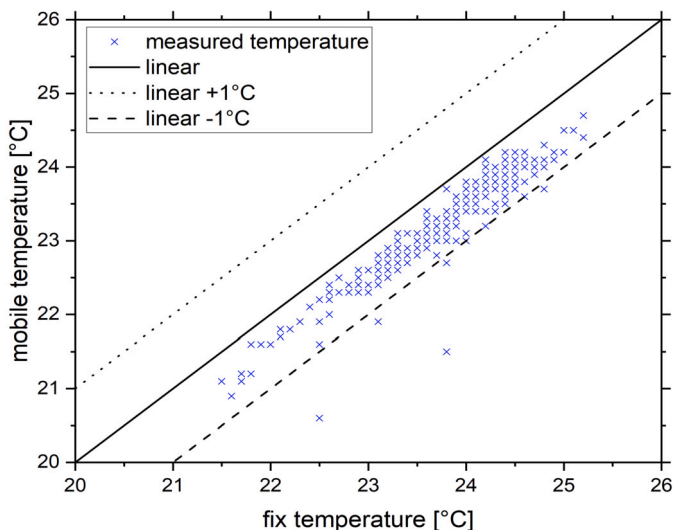


Fig. 6. Temperature measured at different locations in the office room (height 0.1 m, 1.1 m, 1.7 m; rear and front of the room) depending on the temperature measured with the fixed temperature sensor from May 12, 2021 to June 26, 2021.

Table 5
Statistical indicator values for model validation by comparing experimental and simulation results.

Temperature	MAE [°C]	RMSE [°C]
Housing	1.66	1.76
Office	0.03	0.99
Factory	0.14	0.66
Left PBR	0.20	1.35
Right PBR	0.00	2.16

observed between 5.5 and 6 days, corresponds to the outside door opening to collect data. As those values are considered as an artefact in data acquisition, these outliers were removed for the calculation of indicators (Table 5).

In addition, calculation of the indicators MAE and RMSE (Table 5) revealed that the model predicts, with an accuracy of 1 °C, the air temperature in the ‘factory’ room, ‘office’ room and the culture medium temperature in the left-hand PBR, thermally regulated with the heat exchanger. The addition of solar and computer heat gain was found to improve the predictions significantly.

In terms of the ‘housing’ room, the RMSE indicator and the graphical comparison revealed the simulated temperature to be about 2 °C below the experimental results. This difference could be due to the solar heat gain passing diagonally through the facade windows and through the glass door separating the ACC from the interior of the room. The impact of this solar radiation was not considered in our monodirectional model.

Regarding the predicted culture medium temperature for the right-hand PBR (no thermal regulation) showed an overall difference of about 2 °C compared to the experimental values. However, considering the thermal amplitude of the passively-regulated culture medium temperature (about 15 °C over a day) the simulation results are considered satisfactory.

In conclusion, the temperature evolutions in the different rooms and in the two PBRs were accurately predicted by the model. This ten-day comparison of simulation results and experimental data enabled us to successfully validate the thermal model of a building equipped with an integrated microalgae-based biofacade. The accuracy of the model is considered sufficient to use it for a global energy analysis of the building. It is important to note that this Symbio2BOX pilot model incorporates some empirical factors fitted against experimental data.

To simulate other building geometry and orientation, equations would be adapted based on appropriate thermal balance and those factors could be re-determined following a similar experimental approach as described in this study.

3. Energy analysis of buildings equipped with a biofacade

3.1. General approach

The objective of this section is to evaluate the energy consumed to maintain the ambient temperature for thermal comfort of the occupants in a standard building compared to a building equipped with a microalgae-based biofacade, via simulation. The study consequently involved calculating the necessary heating and cooling to maintain the optimum temperature of the interior and of the microalgal culture throughout the year, for both comfort (20 °–27 °C) and productivity (15 °–35 °C). Typical Meteorological Year (TMY) [26] data obtained from EnergyPlus was used to simulate the model over one year. TMY is an annual dataset with an hourly time step and corresponds to the typical 30-year weather conditions in a specific location.

The two climates chosen were semi-arid, with weather data for Los Angeles, USA, and oceanic, with data for Nantes, France; solar irradiance, which is advantageous for microalgae biomass productivity, is higher in Los Angeles than in Nantes. The comparison also enables evaluation of the merit of using biofacades in these two climates, where the energy consumption of buildings is different, as will be shown in section 3.2.

For the energy analysis, the standard building models BESTEST ANSI/ASHRAE Standard 140 cases 600 and 900 were used [27]. These standard building models consist of a 48 m² building envelope with windows (transparent double glazing with $U_{value} = 2.657 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$ calculated according to NFRC standard) in the south external wall (Fig. 8A). The difference between standard building case 600 and case 900 is the thermal properties of the materials considered for the external building walls evaluated using U_{value} and the building inertia determined with Equation (16). Case 600 simulates a light weight building (U_{value} of opaque surfaces is $0.506 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$ and $Ti = 15 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$, here expressed per unit of facade surface), while case 900 simulates a heavy weight building which therefore has better insulation performance and thermal insulation (U_{value} of opaque surfaces $0.602 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$ and $Ti = 183 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$) [27].

$$Ti = \sum_1^n \rho_n \times Cp_n \times d_n \tag{16}$$

where Ti is the thermal inertia of the surface, ρ_n , Cp_n and d_n are the density, the heat capacity and the thickness of layer n respectively.

For the building equipped with a microalgae biofacade, the same building envelop geometry was used but the window on the south external wall was replaced by a biofacade (Fig. 8 B). The biofacade (Table 3) consisted of four 100L flat panel PBRs (2.6 m² each, with transparent double glazing in front of the culture ($U_{value} = 1.309 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$) alternated with four transparent double glazed windows (2.6 m² each and $U_{value} = 1.709 \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$). This configuration with alternating windows and microalgae cultivation systems was found to be appropriate for optical comfort (allowing sunlight into the building). Studies reveal that it is essential to design biofacades with a PBR-window ratio of 1:2 to maintain acceptable optical comfort in the room behind the microalgae biofacade, due to the high light absorption of the culture and the presence of the steel plate (non-transparent system) [28–30].

Based on ANSI/ASHRAE Standard 140 methodology, the heating and cooling demands were calculated as the infinite heating/cooling capacity required to maintain temperatures within the set range [27]. Fig. 9 shows the simulation results. The discussion focuses on three steps: first, the thermal energy demand is analyzed for the two building types (heavyweight and lightweight, with or without biofacade) and two climatic conditions (section 3.1); second, the thermal energy demand of the PBRs (biofacade PBRs and stand-alone PBRs) was then

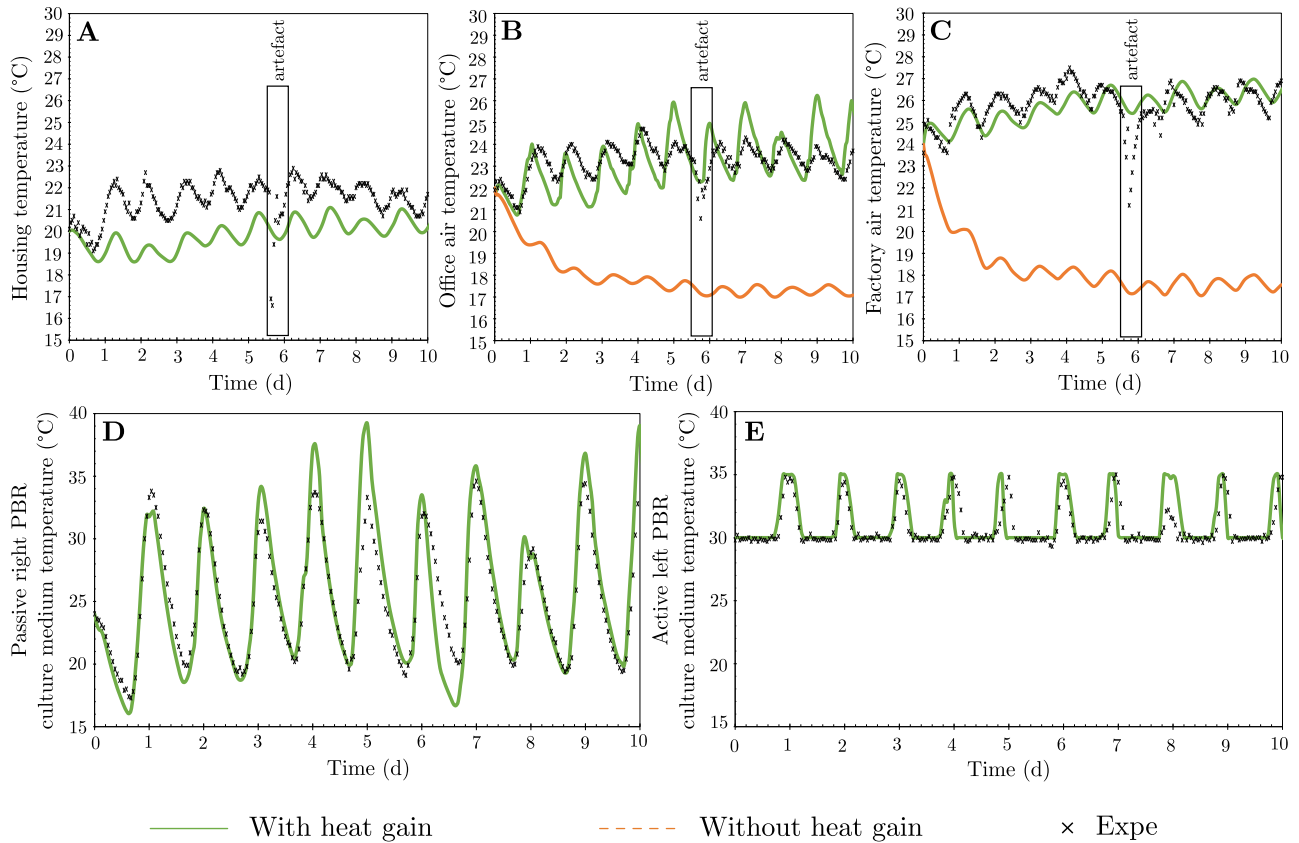


Fig. 7. Model validation by comparing experimental results (black crosses) with simulation results (after addition of heat gain - solid green line; before addition of heat gain - dotted orange line) on A) housing, B) office, C) factory, D) passive right-side PBR, E) active left-side PBR temperature.

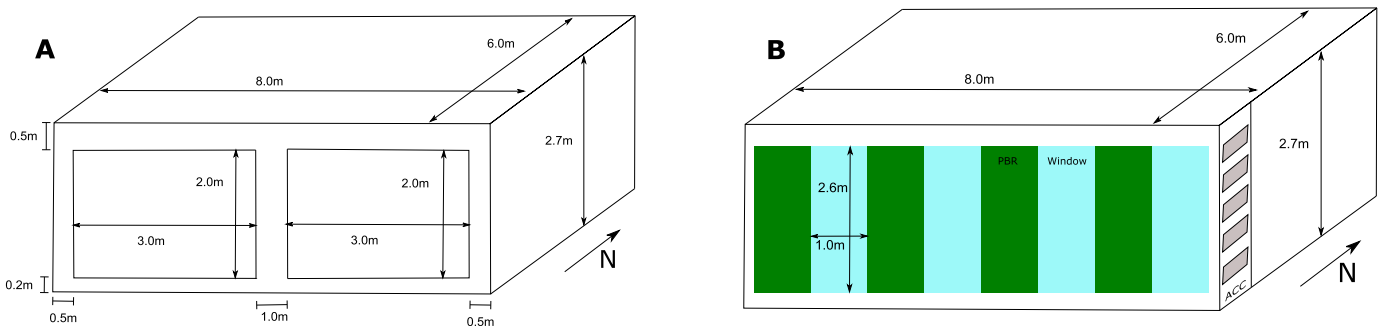


Fig. 8. A) Standard 140 case 600 and case 900; B) Standard building with biofacade (alternating PBRs and windows) on south wall.

analyzed using the same methodology (section 3.2); finally, the energy consumption of the overall system (building and PBR) is evaluated to identify solutions for global system optimization (section 3.3).

The interpretation of the results presented in Fig. 9 is detailed in section 3.2 and 3.3. Note that, the building heating and cooling demands are normalized to the net floor area of the building (48 m²) while the PBR heating and cooling demands are normalized to the area of the four facade PBRs (10.4 m²).

3.2. Annual energy demand for thermal regulation of the building

Table 6 summarizes the building energy demand given in Fig. 9. The results show that the annual cooling demand of a standard building in Los Angeles is 5 times higher than the annual heating demand (i.e. heating-cooling ratio = 1:5) and in Nantes the annual cooling demand of a standard building is roughly equivalent to the annual heating demand (i.e. heating-cooling ratio = 1:1). This difference is related to

climatic conditions and demonstrates the advantage of comparing these two locations.

Under oceanic climate conditions (Nantes, France), the heavyweight building (BESTEST case 900-H) consumed about 21 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 47 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating, whereas the same building with a microalgae biofacade consumed about 55 kWh.m⁻².year⁻¹ (no cooling required, only heating). Interestingly, a biofacade obviates the need to cool the building, but requires a slight increase of 17% for heating.

The lightweight building (BESTEST case 600-L) in Nantes, consumed about 66 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 81 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating, compared to 3 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 60 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating when equipped with a facade PBR. Benefits are therefore obtained in both types of energy demand, but to a lower extent (95% for cooling and 26% for heating) than with the heavyweight building, highlighting the relevance of the thermal inertia of the building in the thermal response of the integrated biofacade-building system.

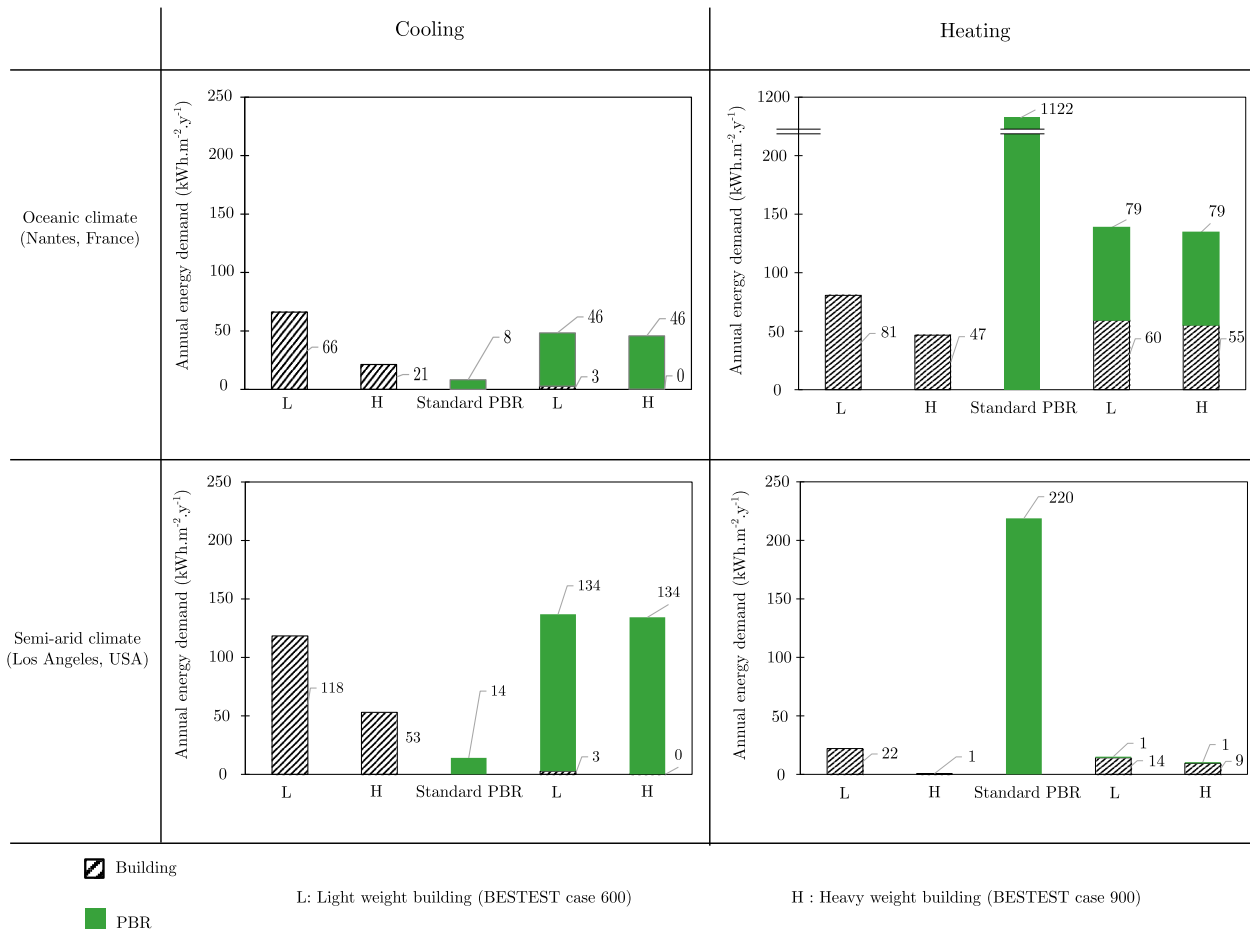


Fig. 9. Annual thermal energy demand for thermal regulation (first column: cooling; second column: heating) of PBR (solid green) and building (black diagonals) for a standard building (BESTEST ANSI/ASHRAE standard 140 case 600: light weight building [L] and case 900: heavy weight building [H]) equipped with windows on the south wall (classic building) and a microalgae-based biofacade, and for a stand-alone vertical PBR (standard PBR), in oceanic climate (top row) and semi-arid climate (bottom row).

Table 6

Annual energy demands for cooling and heating a light weight building (BESTEST case 600-L) and a heavy weight building (BESTEST case 900-H) equipped with windows (standard building) or a microalgae biofacade (building with biofacade) on the south external wall, for oceanic climate (Nantes, France) and semi-arid climate (Los Angeles, USA).

Annual building energy demand [kWh.m ⁻²]	Oceanic climate (Nantes, France)				Semi-arid climate (Los Angeles, USA)			
	Lightweight building (L)		Heavyweight building (H)		Lightweight building (L)		Heavyweight building (H)	
	Standard building	Building with biofacade	Standard building	Building with biofacade	Standard building	Building with biofacade	Standard building	Building with biofacade
Cooling	66	3	21	0	118	3	53	0
Heating	81	60	47	55	22	14	1	9

This analysis shows that a lightweight building equipped with a microalgae biofacade consumes almost the same amount of thermal energy (annual cooling demand = 3 kWh.m⁻².year⁻¹ and heating demand = 60 kWh.m⁻².year⁻¹) as a classic heavyweight building, and the thermal insulation is therefore greater (annual cooling demand = 21 kWh.m⁻².year⁻¹ and heating demand = 47 kWh.m⁻².year⁻¹). This shows that the biofacade in Nantes, is efficient at reinforcing the insulation performance of a building and has the additional advantage of producing valuable biomass (see section 3.4.1 for biomass productivity results).

Under semi-arid climate conditions (Los Angeles, USA), the energy analysis indicates that the heavyweight building (BESTEST case 900-H) consumed about 53 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 1 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating whereas it consumed only about 9 kWh.m⁻².year⁻¹ (heating

only) when equipped with a microalgal biofacade. For the lightweight building (BESTEST case 600-L), the annual energy consumption is about 118 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 22 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating for a standard building (i.e. without a biofacade), compared to 3 kWh.m⁻².year⁻¹ for cooling and 14 kWh.m⁻².year⁻¹ for heating when equipped with facade PBRs. The reduced energy demand for cooling is shown to be significant advantage here, as a result of the difference in climate conditions.

As a general conclusion for both locations, the energy analysis shows that a biofacade is beneficial for the building as a passive cooling solution. The effect is produced by the curtain wall properties of the microalgae, which absorbs solar radiation, and by the ventilation in the ACC corridor, both of which reduce the buildings' cooling requirements.

Table 7

Annual PBR energy demand for culture medium temperature regulation between 15 °C and 35 °C with a stand-alone vertical PBR (isolated PBR) and a vertical PBR installed on a building facade (biofacade), in an oceanic climate (Nantes, France) and a semi-arid climate (Los Angeles, USA).

Annual PBR energy demand [kWh.m ⁻²]	Oceanic climate (Nantes, France)		Semi-arid climate (Los Angeles, USA)	
	Stand-alone PBR	Biofacade PBR	Stand-alone PBR	Biofacade PBR
Cooling	8	46	14	134
Heating	1122	79	220	1

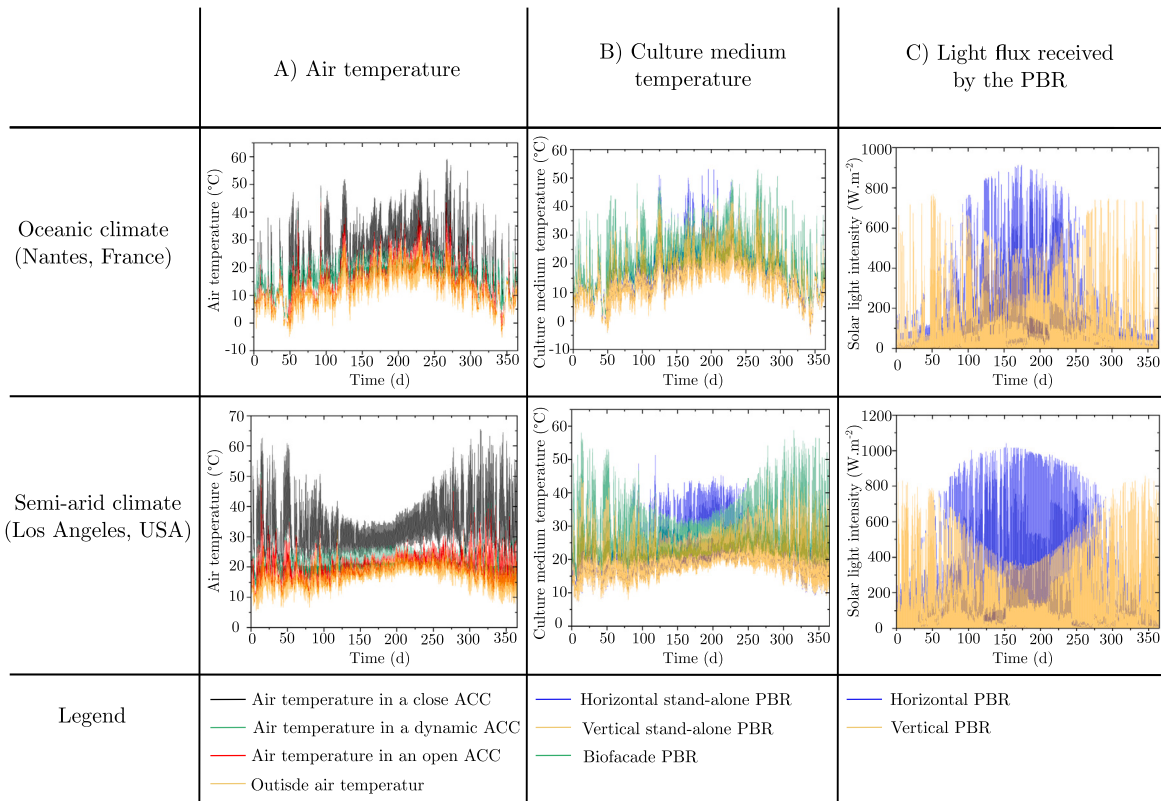


Fig. 10. Annual A) air temperature (first column) in a closed ACC (black), dynamic ACC closed when the culture medium temperature is lower than 23 °C and open above 30 °C (green), open ACC (red) and outside air temperature (yellow); B) culture medium temperature (second column) in a horizontal stand-alone PBR (blue), vertical stand-alone PBR (yellow) and biofacade PBR (green); C) light flux received (third column) on a horizontal PBR (blue) and a vertical PBR (yellow) in Nantes (first row) and Los Angeles (second row). (For interpretation of the colors in the figures, the reader is referred to the web version of this article.)

3.3. Annual energy demand for thermal regulation of the biofacade PBR

The energy demand for thermal regulation of biofacade PBRs was calculated by determining the thermal capacity supplied or extracted by a heat exchanger to maintain the temperature of the culture medium within the set point range, which was set at 15 °C to 35 °C in this case. A stand-alone PBR (without building synergy) was also studied. The modeling approach can be found in [31]. Table 7 is a summary of the PBR energy consumption given in Fig. 9.

These results show that the current biofacade technology is an appropriate solution for significantly reducing heating demand, with around 93% less energy consumed for heating in Nantes and almost zero need in Los Angeles. These results, which are consistent with previous work [32], reveal that the energy consumption of a microalgae production system in Nantes is halved when it is installed vertically on a building facade with thermal symbiosis. However, the cooling requirement in this case was a major drawback. The biofacade PBRs were found to consume around six and almost ten times more energy for cooling than the stand-alone PBRs in Nantes and in

Los Angeles respectively, despite the ventilation effect provided by the ACC.

In term of PBR sub-system, the main benefit of synergy with the building is expected to be through the ACC, which enables modification of the thermal exchange between the PBR and the building. This is illustrated in Fig. 10, which shows the ACC and culture medium temperatures for different operating conditions.

Fig. 10 shows that, the culture medium temperature is lower in a biofacade PBR than in a horizontal stand-alone PBR in summer, due to the high solar incident angle which lowered the sunlight energy on a vertical PBR compared to a horizontal PBR. In addition, the culture medium temperature in a biofacade PBR is higher than in a vertical stand-alone PBR because the air temperature in the ACC is higher than the outside air temperature, and the convective heat transfer coefficient is much lower in the ACC ($h_{conv_{CultureACC}}$ about 6 W.m⁻².K⁻¹ when the ACC is open) than in the convective heat transfer coefficient with the outside air ($h_{conv_{CultureExt}}$ between 10 and 40 W.m⁻².K⁻¹ depending on the wind speed). The ACC therefore acts as an airlock, keeping the heat in the system, which reduces the heating requirement for the culture

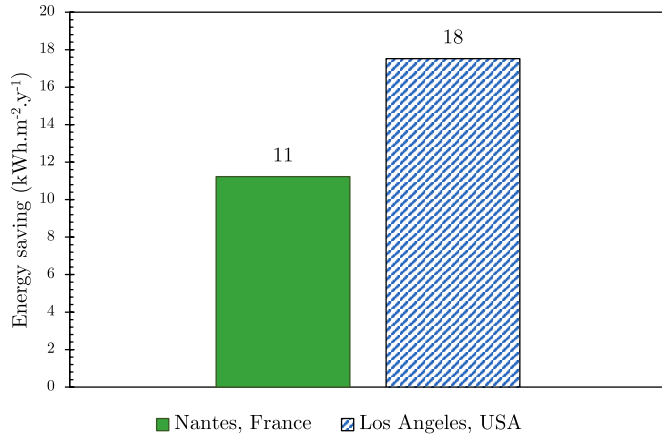


Fig. 11. Annual energy saving by natural ventilation in the ACC, in Nantes (France, oceanic climate: solid green) and in Los Angeles (USA, semi-arid climate: diagonal blue stripes).

medium. On the other hand, when the ACC is open, it introduces cold air via ventilation, reducing the cooling requirement for the culture medium.

Equation (17) is used to determine the air temperature in the ACC, which is then used to determine \dot{Q}_{wind} (Equation (18)) and calculate the energy saving power of the ACC using Equation (19).

$$\rho_{air} \times C_{p_{air}} \times V_{ACC} \times \frac{dT_{ACC}}{dt} = \dot{Q}_{conv_{culture}} + \dot{Q}_{conv_{wall}} + \dot{Q}_{loss} + \dot{Q}_{wind} \quad (17)$$

where ρ_{air} is the air density, $C_{p_{air}}$ is the air heat capacity, V_{ACC} is the volume of air in the ACC, T_{ACC} is the air temperature in the ACC, $\dot{Q}_{conv_{culture}}$ and $\dot{Q}_{conv_{wall}}$ are the convective heat transfer between the culture and the air in the ACC and between the building separation wall and the air in the ACC respectively and \dot{Q}_{wind} is the heat loss in the ACC determined by Equation (18).

$$\dot{Q}_{wind} = \begin{cases} \rho_{air} \times A_{shutters} \times C_{p_{air}} \times U_{wind_{ext}} \times F_{wind} \times (T_{ACC} - T_{ext}) & \text{if ACC open,} \\ F_{loss} \times (T_{ACC} - T_{ext}) & \text{if ACC close,} \end{cases} \quad (18)$$

where \dot{Q}_{wind} is the heat loss in the ACC, $A_{shutters}$ is the area of the shutters at the entrance of the ACC, T_{ext} and $U_{wind_{ext}}$ are the outside temperature and the wind speed given by weather data and $F_{wind} = 0.025$ and $F_{loss} = 4 \text{ W.m}^{-1}$ are experimental coefficients used in the SymbioBOX for model fitting [15].

Finally, ACC energy saving was calculated by time integration of the heat exchanged by ventilation (Equation (19)).

$$ACC \text{ energy saving} = \int_{t=0}^{t=i} |\dot{Q}_{wind}| \quad (19)$$

The results of the ACC's energy savings ACC are given in Fig. 11. The advantage of passive cooling provided by an ACC where there is a high demand for cooling is therefore confirmed, since it enables savings of about 11 kWh.m⁻².year⁻¹ in oceanic climate conditions (Nantes, France), and about 18 kWh.m⁻².year⁻¹ in semi-arid conditions (Los Angeles, USA). However, this energy saving represents only 24% and 13% of the system's cooling energy consumption in Nantes and Los Angeles respectively. The limited cooling capacity of the ACC is largely explained by the low convective heat transfer coefficient through the corridor due to natural ventilation. Note that the cooling potential of the ACC could be improved by reducing the air temperature in the ACC (with a heat ground exchanger, for example) and increasing the

flowrate of the air passing through the corridor (with forced ventilation for example) during periods when cooling is required.

In addition, to reduce the biofacade's cooling demand it may be beneficial to improve the performance of the PBR's glazing. For example, the clear glass double glazed window of the PBR could be replaced by a double glazed window with infrared blocking and low-E coating to reflect the heat from outside, and keep the heat away from the culture [33–35]. According to Mann et al., using infrared blocking in conjunction with low-E glazing could improve annual energy consumption by 24% to 34% compared to clear glass, depending on the location [36].

3.4. Evaluation of overall system performance (building+PBR)

In this section, the heavyweight building with or without biofacade was chosen for analysis since it represents the configuration with the lowest energy consumption (Fig. 9).

3.4.1. Calculation of additional quantities to evaluate biofacade performance

Three additional quantities were chosen to investigate the overall performance of the biofacade and its environmental impact:

1. An estimation of the biomass produced. Calculation of the theoretical biomass productivity was based on the modeling approach by Pruvost et al., which calculates microalgae growth (*Chlorella vulgaris*) according to light radiative transfer in the PBR [37,38]. The biomass productivity predicted for a vertical PBR is thereby 3 kg_x.m⁻².year⁻¹ in Nantes, and about 4.6 kg_x.m⁻².year⁻¹ in Los Angeles (i.e. the same dilution criteria as 0.02 h⁻¹). This difference in productivity is due to the higher solar irradiance in Los Angeles than in Nantes.
2. The overall electrical energy consumption for thermal regulation of both the building and the culture system. Since PBR energy is mainly consumed for thermal regulation and culture mixing by air injection (airlift PBR), the energy demand for thermal regulation was converted into electrical energy consumption to evaluate the system's overall consumption (building+PBR). The model assumed an infinite capacity for thermal regulation (i.e. sufficiently large capacity to consider an instantaneous and ideal thermal response of the system) a theoretical heat pump and a refrigeration unit were simulated to provide the heating and cooling needs. For that purpose, a coefficient of performance (COP) for the heating/cooling system was then introduced. The actual COP (Equation (20)) was calculated at each time step with a constant Carnot efficiency η_{carnot} assumed to be 0.5, a temperature lift (DT lifts min) of at least 20 K [39], and an ideal COP (Equation (21)) calculated with pinch temperature for both heat exchangers: 10 K for the external air heat exchanger and 5 K for the culture/building heat exchanger. For the cooling mode, the heat sources used were the culture medium and the building and the heat sink was the exterior, and vice-versa for the heating mode. The actual COP values were then obtained by:

$$COP_{real} = COP_{Carnot} \times \eta_{carnot} \times \eta_{PL} = \frac{Q}{W} \quad (20)$$

where η_{PL} is the partial load efficiency assumed to be 1 and the COP_{Carnot} are given by Equation (21).

$$COP_{Carnot} = \begin{cases} \frac{T_{cond}}{T_{cond} - T_{ev}} & \text{if heating,} \\ \frac{T_{ev}}{T_{cond} - T_{ev}} & \text{if cooling.} \end{cases} \quad (21)$$

where T_{cond} and T_{ev} are the condensation and the evaporation temperature respectively.

Note that to optimize the integration of the chiller and heat pump, it would be more relevant to identify finite exchange surfaces for all

Table 8

Annual average COP values for chiller and heat pump to calculate the annual electrical energy consumption of a stand-alone vertical PBR (first column), a standard heavyweight building BESTEST case 900 - H (second column) and a heavyweight building with biofacade (third column), in oceanic climate (Nantes, France) and semi-arid climate (Los Angeles, USA).

Annual average COP_{real}	Stand-alone PBR		Standard building		Building with biofacade PBR	
	Chiller	Heat pump	Chiller	Heat pump	Chiller	Heat pump
Oceanic climate (Nantes, France)	7.3	5.9	7.2	5	7.1	5.5
Semi-arid climate (Los Angeles, USA)	7.2	7.2	7.1	5.9	7.1	6.6

Table 9

Annual energy production (first column), consumption (second column) and CO₂ emissions (third column) of a building and a stand-alone vertical PBR (first row) and in a building with a biofacade (second row), according to biomass production in Nantes and Los Angeles.

Annual	Biomass energy content [kWh.kg _x ⁻¹]	Electrical energy consumption for thermal regulation and mixing [kWh.kg _x ⁻¹]		CO ₂ emission [kg _{eqCO2} .kg _x ⁻¹]	
		Nantes	Los Angeles	Nantes	Los Angeles
Standard building and stand-alone PBR	5.56 [32]	111	40	11	15
Building with biofacade PBR		52	35	5	14

the exchangers (culture medium steel plate, emitters in the building, etc.) to obtain their real partial load efficiency. The values used for COP_{real} are summarized in Table 8. The annual electricity consumption of the heating and cooling systems (Pe) therefore corresponds to the integration of the electric power over time and is given by Equation (22):

$$Pe = \int_{t=0}^{t=i} \frac{Q_{heating/cooling}}{COP_{real}} \cdot dt \quad (22)$$

where Pe is the electricity consumption of the heating or cooling system, $Q_{heating/cooling}$ is the heating or cooling power and COP_{real} is the COP values for the chiller and heat pump given in Table 8.

- The CO₂ emissions from the cultivation step. This was obtained by introducing the CO₂ emission factor in electricity generation, which depends on the energy mix of the particular country. This factor is equal to 0.1 kg_{eqCO2}.kWh⁻¹ for France (mostly nuclear plants) [40] and 0.39 kg_{eqCO2}.kWh⁻¹ for the USA (mostly petroleum and natural gas) [41]. Note that this calculation method cannot be considered a Life Cycle Assessment (LCA), for which the environmental impact of the whole process should be used for a complete analysis (synthesis of the nutrients used in the culture medium, downstream process etc.) [42].

3.4.2. Results

Table 9 and Fig. 12 show the annual electric energy consumption per unit of biomass produced (kWh.kg_x⁻¹) for buildings with a biofacade in Nantes and Los Angeles compared to separate systems (i.e. a stand-alone vertical PBR and a standard building). The energy consumption related to culture mixing was calculated assuming the mixing power of an air-lift PBR to be approximately 0.35 kW.m⁻³ [32], leading to 3.10³ kWh.m⁻³.year⁻¹.

Table 9 presents the energy content of per kg of microalgal biomass: 5.56 kWh.kg_x⁻¹ [32]. Given a simulated biomass productivity of 3 kg_x.m⁻².year⁻¹ in Nantes and 4.6 kg_x.m⁻².year⁻¹ in Los Angeles, the 125 m² facade PBR can be expected to produce about 3 MWh and 4.5 MWh h per year from biomass production in Nantes and in Los Angeles respectively.

In addition, Table 9 reveals that a building equipped with a biofacade consumes about half the electrical energy for thermal regulation and mixing of the system than that of stand-alone PBR or standard

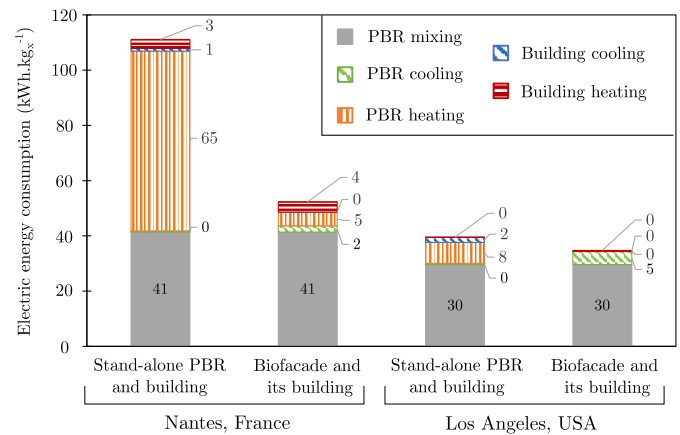


Fig. 12. Electrical energy consumption for thermal regulation of a heavyweight building (heating: red horizontal stripes, cooling: blue diagonal stripes), PBR mixing (solid gray) and PBR regulation (heating: orange vertical stripes and cooling: green diagonal stripes) in Nantes (France, oceanic climate) and Los Angeles (USA, semi-arid climate).

building in Nantes, and about the same amount of energy in Los Angeles.

Finally, microalgae cultivation processes are often considered a carbon mitigation solution because microalgae metabolism consumes CO₂. Microalgae stoichiometry calculated with biomass composition actually indicates that biomass CO₂ consumption is about 1.8 kg_{eqCO2}.kg_x⁻¹ [32]. Table 9 reveals that the microalgae cultivation process produces between 5 and 15 kg_{eqCO2}.kg_x⁻¹, i.e. 2 - 8 times more than the carbon sequestration potential of the biomass. In this case it is related entirely to the energy consumed by operation of the biofacade. In terms of the energy balance, reducing the energy requirement by optimizing the biofacade would also improve this criterion. In addition, the higher CO₂ emissions in the USA relate to the USA energy mix, which consists mainly of fossil fuels, whereas the energy mix in France is more decarbonized (mainly nuclear). Finally, to reduce the system's CO₂ emissions it may also be advantageous to use the model developed by C. Duran Quintero et al., which enables determination of the optimum operating parameters for a low-emission microalgae culture [42].

Fig. 12 details the proportion of mixing and thermal regulation in the total energy consumption. For a given amount of biomass produced,

the building with biofacade in Nantes consumed about half the energy of either a standard building or a stand-alone PBR (*i.e.* separate systems) despite the increase in cooling demand for the facade PBRs (*i.e.* from 0 to 2 kWh.kgx⁻¹). This is largely explained by the substantial reduction in heating demand for algae culture and also corresponds to the main requirement in separated systems (65 kWh.kgx⁻¹). In Los Angeles, on the other hand, the biofacade consumed two times less energy than a stand-alone vertical PBR (10 kWh.kgx⁻¹ compared to 2 kWh.kgx⁻¹ for thermal regulation, respectively).

Fig. 12 also reveals that the energy consumption for culture mixing is higher in Nantes than in Los Angeles. Because the same mixing power was assumed in all cases, here it relates solely to the better biomass productivity in Los Angeles than in Nantes. Note that the energy consumed by culture mixing represents the major part of system's overall energy consumption (between 40% and 80% depending on the configuration). Optimizing mixing energy was not the purpose of this study, but it could certainly be reduced with appropriate engineering. For example, one way to halve the energy consumption relating to culture mixing would be to stop the bubbling at night when the cells are not producing oxygen (*i.e.* respiration metabolism instead of photosynthesis metabolism in the absence of light). The gas injection device or flow rate could also be optimized. We demonstrated, for example, that the gas flow rate in the Symbio2BOX PBRs could be successfully reduced from 0.083 vvm to 0.018 vvm, leading to a reduction in energy consumption from 11.10³ kWh.m⁻³.year⁻¹ (power of 1.27 kW.m⁻³) to 2.5.10³ kWh.m⁻³.year⁻¹ (power of 0.29 kW.m⁻³). However, it is important to note that although reducing the flow rate reduces energy consumption, it also impacts biomass productivity. The results of this experiment reveal that 30% - 50% reduction in biomass productivity. This reduction is related to the increase in dissolved oxygen concentration, as demonstrated in [43].

The second most significant part of the system's energy consumption relates to thermal regulation of the PBR (between 50% and 10% depending on the configuration). To reduce this demand, a strain that withstands higher temperatures [44] could be cultivated, the thermal regulation could be halved over-night [45], or the glazing performances could be optimized, as discussed above.

The use of microalgae for bio-fuel production is often discussed in literature, and it could therefore be a perspective to tend towards NZEB. Such interest was discarded considering the energy content of the biomass, which represents the maximum energy retrievable from algal biomass [32]. The same approach was used here. Fig. 13 represents the ratio I of electrical energy consumed in relation to the energy contained in the biomass (in kWh_{consumed}/kWh_{produced}). Note that for a 47° tilted airlift PBR in Nantes (3 cm thick and thermal regulation set point 20-25 °C), $I=27$ [45]. This indicator decreases to $I=19$ for a vertical PBR, revealing that vertical installation improves the energy balance of a PBR in Nantes. Interestingly, this indicator falls to $I=9$ when the vertical PBR is integrated with a building facade, demonstrating the benefit of the biofacade in improving the system's energy performances. As demonstrated above, the biofacade halves the overall electrical energy consumption of the system.

In a semi-arid climate where there is year-round demand for cooling, the biofacade has a negative impact on the system's overall energy consumption, mainly due to the effects impact of the ACC. However, in Los Angeles, ratio I was lower than in Nantes (*i.e.* between 7 and 6 in Los Angeles). This is explained by the reduced overall electrical energy consumption and the higher biomass productivity.

Our results confirm that the energy balance is negative in all cases (*i.e.* $I>1$). The same conclusion was obtained in [32]. The results are encouraging in that although the operating parameters could certainly be further optimized (by improving mixing for example), a microalgae biofacade significantly improves the PBR energy balance, which broadens the applications for valorizing the biomass and is consequently a more sustainable process.

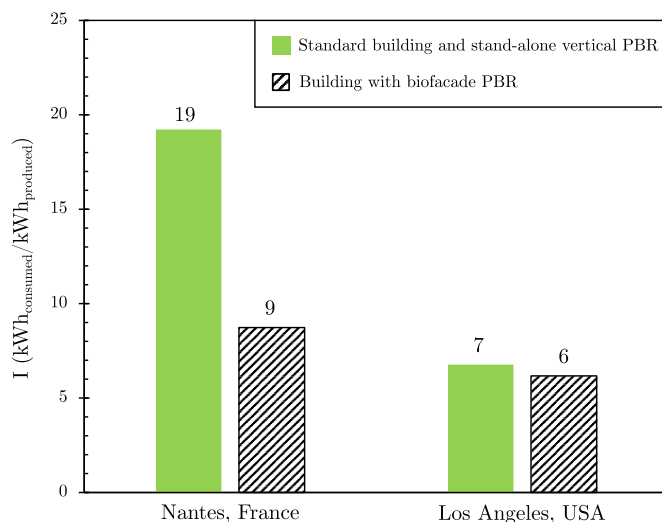


Fig. 13. Annual ratio of energy consumed for thermal regulation of a standard heavy weight building and a stand-alone vertical PBR (solid green) and a heavy weight building with biofacade (black diagonal lines), in relation to the energy contained in the biomass, for systems installed in Nantes (France, oceanic climate) and Los Angeles (USA, semi-arid climate).

4. Conclusions and prospects

A comparison of the simulation results with the experimental data obtained on a pilot-scale biofacade (Symbio2BOX) satisfactory validated our integrated thermal model of a building equipped with a microalgae biofacade and an Air Cooling Channel (ACC). It is important to note that this biofacade-building thermal model includes some empirical parameters defined on the Symbio2BOX pilot such as the F_{wind} factor which includes all the parameters for modeling the airflow in the ACC (dimensions, orientation etc.) and the F_{solar} factor which is a harmonization factor to represent the heat gain related to the penetration of solar heat in the building. Therefore, to improve this thermal model, it would be interesting to numerically formalize the airflow in the corridor and the energy flow through a window [23].

The model was consequently used to conduct a global energy analysis of standard buildings. The methodology used is a classical energy analysis method. The originality of the work is based on the studied system (*i.e.* a building with an integrated microalgae biofacade) and the study of the energy consumption of this system carried out by the evaluation of multi-criteria indicators: biomass productivity, reduction of the thermal consumption, as well as the estimation of the electrical power of the thermal machines (*i.e.* heat pump and cooling machine). Note that one of the assumptions of this thermal model is that the thermal machines deliver infinite capacity (*i.e.* a capacity large enough to consider an instantaneous and ideal thermal response of the system). To get rid of this simplifying assumption, it could be interesting to consider the limits of heat exchanges to ensure the heating and cooling needs. This would provide more realistic power values for more accurate sizing of thermal machines.

The energy analysis revealed that the microalgae biofacade significantly improves the energy performance of the building, with the added advantage of producing valuable biomass in an urban environment close to consumers. It was demonstrated that the biofacade almost entirely removes the building's cooling demand, and the warmer the location the stronger the effect. This effect is linked to the presence of microalgae culture systems that are opaque and therefore absorb solar radiation. This could be significant in term of global warming, either as a solution to improve building performance against a rise in temperature and by reducing the energy consumed by the system for thermal regulation, contributing to the reduction of Greenhouse Gas (GHG) emissions.

In addition, the thermal symbiosis between the building and the biofacade completely changes the energy consumption of the photobioreactor (PBR) with respect to a stand-alone installation. Although the cooling demand of a biofacade PBR is higher than that for a stand-alone PBR in both locations, the heating demand of the biofacade PBR is greatly reduced (92% and 100% in oceanic and semi-arid climate respectively). This effect is due to the presence of the building which increases the inertia of the microalgae culture system compared to a stand alone PBR. Microalgae biofacade is therefore a more sustainable solution for biomass production, especially in countries where the annual heating demand for culture is high. However, the energy balance for PBRs is negative. The passive cooling effect of the ACC was also quantified and represents 16% and 9% of the energy consumed by the system for cooling, in Nantes and Los Angeles respectively. Finally, the energy consumed for culture mixing is responsible for most of system's energy consumption (between 40% and 80% depending on the building configuration).

These results open the way to perspective for further system optimization, regarding energy demands for culture mixing and cooling biofacade PBRs in particular. In terms of cooling needs, solutions for reducing solar heat gain will be further investigated, for example infrared blocking, low-emissivity glass coating and testing the addition of window overhangs to reduce direct sunlight on the biofacade PBR in summer (*i.e.* higher incident angle). Finally, to reduce the energy demand for cooling, the cooling potential of the ACC can also be increased by introducing forced ventilation and/or reducing the air temperature with a ground heat exchanger. The proposed model is therefore a decision support tool that could be used to design solutions to reach high performance building. For this purpose, this tool can also be coupled with approaches taking into account the urban environment [46,47] or the design of the building (computational architecture [48,49], generative AI-assisted design solutions [50,51] etc.).

Formatting and funding sources

Funding: this research was supported by the DISCUS project of the NEXt Initiative (Nantes Excellence Trajectory) International Research Partnership.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

This work was made possible by the technical expertise of Laura Herve and Benjamin Le Gouic (Algosolis, GEPEA, UMR CNRS), who managed the microalgae cultivation in the biofacade.

References

- [1] European Council, 2030 climate & energy framework, Tech. Rep., 2014.
- [2] IEA, Transition to Sustainable Buildings: Strategies and Opportunities to 2050, IEA Publ, Paris, 2013.
- [3] Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings.
- [4] Shady Attia, Romain Lioure, Quentin Declaude, Future trends and main concepts of adaptive facade systems, Energy Sci. Eng. 8 (9) (2020) 3255–3272.
- [5] Marco Casini, Active dynamic windows for buildings: a review, Renew. Energy 119 (Apr. 2018) 923–934.
- [6] Suelen Gasparin, Jérôme Le Dréau, Patrick Salagnac, A parametric analysis of a double-skin façade for a building in oceanic climate, 2020.
- [7] Babak Raji, Martin J. Tenpierik, Andy van den Dobbelsteen, An assessment of energy-saving solutions for the envelope design of high-rise buildings in temperate climates: a case study in the Netherlands, Energy Build. 124 (July 2016) 210–221.
- [8] Juliana Goncalves, Twan Van Hooff, Dirk Saelens, Performance of BIPV modules under different climatic conditions, in: WEENTECH Proceedings in Energy, Edinburgh, Sept. 2019, pp. 107–115.
- [9] Anatoli Chatzipanagi, Francesco Frontini, Alessandro Virtuani, BIPV-temp: a demonstrative building integrated photovoltaic installation, Appl. Energy 173 (July 2016) 1–12.
- [10] Konstantinos Spiliotis, Juliana E. Gonçalves, Dirk Saelens, Kris Baert, Johan Driesen, Electrical system architectures for building-integrated photovoltaics: a comparative analysis using a modelling framework in Modelica, Appl. Energy 261 (Mar. 2020) 114247.
- [11] Syamimi Saadon, Leon Gaillard, Stéphanie Giroux-Julien, Christophe Ménézo, Simulation study of a naturally-ventilated building integrated photovoltaic/thermal (BIPV/T) envelope, Renew. Energy 87 (Mar. 2016) 517–531.
- [12] Amos Richmond, Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology, John Wiley & Sons, Apr. 2008.
- [13] Sven Erik Mattsson, Hilding Elmqvist, Modelica - an international effort to design the next generation modeling language, IFAC Proc. Vol. 30 (4) (Apr. 1997) 151–155.
- [14] Michael Wetter, Christoph Haugstetter, Silver Lane, East Hartford, Modelica versus TRNSYS - a comparison between an equation-based and a procedural modeling language for building energy simulation, 2006.
- [15] E. Todisco, J. Louveau, C. Thobie, E. Dechandol, L. Hervé, M. Titica, J. Pruvost, A dynamic model for temperature prediction in a façade-integrated photobioreactor, Chem. Eng. Res. Des. (Mar. 2022).
- [16] 9050 ISO, Glass in building — determination of light transmittance, solar direct transmittance, total solar energy transmittance, ultraviolet transmittance and related glazing factors, 2003.
- [17] Santiago Riquelme, Nathan Mendes, Luís Mauro Moura, Validation and application of a numerical code for estimate energy performance of complex glazing systems based on semi-transparent organic photovoltaics elements, in: Building Simulation 2019, Rome, Italy, 2019.
- [18] Charlie Curcija, Simon Vidanovic, Robert Hart, Jacob Jonsson, Robin Mitchell, WINDOW technical documentation, 2018.
- [19] Michael Wetter, Wangda Zuo, Thierry S. Nouidui, Xiufeng Pang, Modelica Buildings library, J. Build. Perform. Simul. 7 (4) (July 2014) 253–270.
- [20] Michael Wetter, Wangda Zuo, Thierry S. Nouidui, Modelica Buildings library training, in: American Modelica Conference, Sydney, 2011.
- [21] Thierry Stephane Nouidui, Kaustubh Phalak, Wangda Zuo, Michael Wetter, Validation and application of the room model of the Modelica Buildings library, 2012.
- [22] Clara Spitz, Laurent Mora, Etienne Wurtz, Arnaud Jay, Practical application of uncertainty analysis and sensitivity analysis on an experimental house, Energy Build. 55 (Dec. 2012) 459–470.
- [23] ASHRAE, Fundamentals Handbook (SI): Heat Gain From Equipments, Tech. Rep., 2001.
- [24] Axel Ritter, Rafael Muñoz-Carpena, Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments, J. Hydrol. 480 (Feb. 2013) 33–45.
- [25] Neil D. Bennett, Barry F.W. Croke, Giorgio Guariso, Joseph H.A. Guillaume, Serena H. Hamilton, Anthony J. Jakeman, Stefano Marsili-Libelli, Lachlan T.H. Newham, John P. Norton, Charles Perrin, Suzanne A. Pierce, Barbara Robson, Ralf Seppelt, Alexey A. Voinov, Brian D. Fath, Vazken Andreassian, Characterising performance of environmental models, Environ. Model. Softw. 40 (Feb. 2013) 1–20.
- [26] S. Wilcox, W. Marion, Users Manual for TMY3 Data Sets, Technical Report, 2008.
- [27] ASHRAE STANDARD, Standard method of test for the evaluation of building energy analysis computer programs, 2004.
- [28] Simonetta L. Pagliolico, Valerio R.M. Lo Verso, Francesca Bosco, Chiara Mollea, Cinzia La Forgia, A novel photo-bioreactor application for microalgae production as a shading system in buildings, Energy Proc. 111 (Mar. 2017) 151–160.
- [29] Simonetta L. Pagliolico, Valerio R.M. Lo Verso, Manuela Zublena, Luigi Giovannini, Preliminary results on a novel photo-bio-screen as a shading system in a kindergarten: visible transmittance, visual comfort and energy demand for lighting, Sol. Energy 185 (June 2019) 41–58.
- [30] Elad Negev, Abraham Yezioro, Mark Polikovsky, Abraham Kribus, Joseph Cory, Limor Shashua-Bar, Alexander Golberg, Algae Window for reducing energy consumption of building structures in the Mediterranean city of Tel-Aviv, Israel, Energy Build. 204 (Dec. 2019) 109460.
- [31] V. Goetz, F. Le Borgne, J. Pruvost, G. Plantard, J. Legrand, A generic temperature model for solar photobioreactors, Chem. Eng. J. 175 (Nov. 2011) 443–449.
- [32] J. Pruvost, B. Le Gouic, O. Lepine, J. Legrand, F. Le Borgne, Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: biomass production modelling and energetic analysis, Chem. Eng. J. 284 (Jan. 2016) 850–861.
- [33] Ashiwin Vadiveloo, Navid.R. Moheimani, Ramzy Alghamedi, Jeffrey J. Cosgrove, Kamal Alameh, David Parlevliet, Sustainable cultivation of microalgae by an insulated glazed glass plate photobioreactor, Biotechnol. J. 11 (3) (2016) 363–374.
- [34] Emeka G. Nwoba, David A. Parlevliet, Damian W. Laird, Ashiwin Vadiveloo, Kamal Alameh, Navid R. Moheimani, Can solar control infrared blocking films be used to replace evaporative cooling for growth of Nannochloropsis sp. in plate photobioreactors?, Algal Res. 39 (May 2019).

- [35] Emeka G. Nwoba, David A. Parlevliet, Damian W. Laird, Kamal Alameh, Navid R. Moheimani, Sustainable phycocyanin production from *Arthrospira platensis* using solar-control thin film coated photobioreactor, *Biochem. Eng. J.* 141 (Jan. 2019) 232–238.
- [36] Daniel Mann, Cindy Yeung, Roberto Habets, Zeger Vroon, Pascal Buskens, Comparative building energy simulation study of static and thermochromically adaptive energy-efficient glazing in various climate regions, *Energies* 13 (11) (Jan. 2020) 2842.
- [37] Jeremy Pruvost, J.F. Cornet, Vincent Goetz, Jack Legrand, Theoretical investigation of biomass productivities achievable in solar rectangular photobioreactors for the cyanobacterium *Arthrospira platensis*, *Biotechnol. Prog.* 28 (3) (2012) 699–714.
- [38] J. Pruvost, J.F. Cornet, F. Le Borgne, V. Goetz, J. Legrand, Theoretical investigation of microalgae culture in the light changing conditions of solar photobioreactor production and comparison with cyanobacteria, *Algal Res.* 10 (July 2015) 87–99.
- [39] Forrest Meggers, Matthias Mast, Hansjürg Leibundgut, The missing link for low energy buildings: Low temperature-lift, ultra-high COP heat pumps, in: *Proceedings of Climat, Antalya, Turkey, 2010*.
- [40] Frédéric Bordage, Combien de CO₂ dégage un 1 kWh électrique ?, <https://www.greenit.fr/2009/04/24/combien-de-co2-degage-un-1-kwh-electrique/>, 2009.
- [41] U.S. Energy Information Administration (EIA), U.S. energy facts explained - consumption and production, <https://www.eia.gov/energyexplained/us-energy-facts/>, 2021.
- [42] Camilo Duran Quintero, Anne Ventura, Olivier Lépine, Jérémy Pruvost, Eco-design of spirulina solar cultivation: key aspects to reduce environmental impacts using Life Cycle Assessment, *J. Clean. Prod.* 299 (May 2021) 126741.
- [43] A. Kazbar, G. Cogne, B. Urbain, H. Marec, B. Le-Gouic, J. Tallec, H. Takache, A. Ismail, J. Pruvost, Effect of dissolved oxygen concentration on microalgal culture in photobioreactors, *Algal Res.* 39 (May 2019) 101432.
- [44] J. Pruvost, V. Goetz, A. Artu, P. Das, H. Al Jabri, Thermal modeling and optimization of microalgal biomass production in the harsh desert conditions of State of Qatar, *Algal Res.* 38 (Mar. 2019) 101381.
- [45] Arnaud Artu, Etude et optimisation de la culture de microalgue en photobioréacteurs solaires, PhD thesis, Nantes, 2016.
- [46] Loeiz Bourdic, Serge Salat, Building energy models and assessment systems at the district and city scales: a review, *Build. Res. Inf.* 40 (4) (Aug. 2012) 518–526.
- [47] Cyrus Ho Hin Wong, Meng Cai, Chao Ren, Ying Huang, Cuiping Liao, Shi Yin, Modelling building energy use at urban scale: a review on their account for the urban environment, *Build. Environ.* 205 (Nov. 2021) 108235.
- [48] Berk Ekici, Cemre Cubukcuoglu, Michela Turrin, I. Sevil Sariyildiz, Performative computational architecture using swarm and evolutionary optimisation: a review, *Build. Environ.* 147 (Jan. 2019) 356–371.
- [49] Xing Shi, Wenjie Yang, Performance-driven architectural design and optimization technique from a perspective of architects, *Autom. Constr.* 32 (July 2013) 125–135.
- [50] H. Onan Demirel, Molly H. Goldstein, Xingang Li, Zhenghui Sha, Human-centered generative design framework: an early design framework to support concept creation and evaluation, *Int. J. Hum.-Comput. Interact.* (Jan. 2023) 1–12, <https://doi.org/10.1080/10447318.2023.2171489>.
- [51] Jana I. Saadi, Maria C. Yang, Generative design: reframing the role of the designer in early-stage design process, *J. Mech. Des.* 145 (4) (Feb. 2023).

2.3 Conclusion et perspectives

L'analyse énergétique présentée dans cette publication a montré l'intérêt d'installer des systèmes de cultures de microalgues en façade de bâtiment pour diminuer de 37% à 89% la consommation électrique liée à la régulation thermique des photobioréacteurs de façade par rapport à des photobioréacteurs isolés, en fonction de la localisation considérée. De plus, les résultats ont montré que la présence des photobioréacteurs permet également de supprimer les consommations en climatisation du bâtiment ce qui est particulièrement intéressant dans le contexte de réchauffement climatique actuel. La biofaçade de microalgues apparaît donc comme une solution intéressante pour développer des bâtiments plus durables. Par ailleurs des échanges de matières entre les deux systèmes peuvent également être envisagés. Cet aspect sera abordé dans le chapitre 4.

En outre, comme indiqué dans l'article la part de consommation liée à l'agitation du milieu de culture devient le poste prépondérant (i.e. 40% à 80% de la consommation électrique du système en fonction de la localisation). L'agitation du milieu de culture est nécessaire pour éviter que les cellules ne restent trop longtemps dans une phase sombre (Jones et al. 2017 ; Lehr et Posten 2009) du fait de la sédimentation, la flottaison ou l'agrégation des cellules qui pourrait affecter la productivité en biomasse (Benemann et Oswald 1996). L'agitation mécanique (hélice marine, pompe de recirculation etc.) consomme moins d'énergie que l'agitation pneumatique (air-lift) (Artu 2016 ; Grobbelaar 2009 ; Pruvost et al. 2016 ; Sierra et al. 2008). Toutefois, l'agitation pneumatique s'avère quand même intéressante dans le cas de la biofaçade car un mélange air- CO_2 est injecté dans le photobioréacteur. Par transfert gaz-liquide cela permet d'apporter du carbone inorganique et de dégazer l'oxygène contenu dans la phase liquide qui, en trop grande quantité, inhibe la croissance des microalgues (Kazbar et al. 2019). Les fumées de chaudières du bâtiment sont une source de CO_2 *in situ*.

Cette analyse énergétique a également mis en évidence des perspectives d'optimisation des photobioréacteurs pour diminuer encore davantage le refroidissement du milieu de culture. Sur ce point, le chapitre 3 présente l'utilisation du modèle thermique bâtiment-biofaçade pour dimensionner des solutions de refroidissement passives et semi-passives.

BIBLIOGRAPHIE

- Artu, A. (2016), « Etude et optimisation de la culture de microalgue en photobioréacteurs solaires », thèse de doct., Nantes.
- Béchet, Q. et al. (2010), « Mechanistic Modeling of Broth Temperature in Outdoor Photobioreactors », in : *Environmental Science & Technology* 44.6, DOI : 10.1021/es903214u.
- Benemann, J. R. et W. J. Oswald (1996), *Systems and Economic Analysis of Microalgae Ponds for Conversion of CO₂ to Biomass. Final Report*, rapp. tech. DOE/PC/93204-T5, California Univ., Berkeley, CA (United States). Dept. of Civil Engineering, DOI : 10.2172/493389.
- Cornet, J.-F. (2007), « Procédés Limités par le Transfert de Rayonnement en Milieu Hétérogène », thèse de doct.
- Endres, C. H., A. Roth et T. B. Brück (2016), « Thermal Reactor Model for Large-Scale Algae Cultivation in Vertical Flat Panel Photobioreactors », in : *Environmental Science & Technology* 50.7, DOI : 10.1021/acs.est.5b05414.
- Goetz, V. et al. (2011), « A Generic Temperature Model for Solar Photobioreactors », in : *Chemical Engineering Journal* 175, DOI : 10.1016/j.cej.2011.09.052.
- Grobbelaar, J. U. (2009), « Factors Governing Algal Growth in Photobioreactors : The “Open” versus “Closed” Debate », in : *Journal of Applied Phycology* 21.5, DOI : 10.1007/s10811-008-9365-x.
- Hoeniges, J. et al. (2021), « Impact of Dropwise Condensation on the Biomass Production Rate in Covered Raceway Ponds », in : *Energies* 14.2, DOI : 10.3390/en14020268.
- Jones, S. M. J., T. M. Louw et S. T. L. Harrison (2017), « Energy Consumption Due to Mixing and Mass Transfer in a Wave Photobioreactor », in : *Algal Research* 24, DOI : 10.1016/j.algal.2017.03.001.
- Kazbar, A. et al. (2019), « Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Microalgal Culture in Photobioreactors », in : *Algal Research* 39, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101432.

- Lehr, F. et C. Posten (2009), « Closed Photo-Bioreactors as Tools for Biofuel Production », in : *Current Opinion in Biotechnology*, Energy Biotechnology / Environmental Biotechnology 20.3, DOI : 10.1016/j.copbio.2009.04.004.
- Mangi, K. H. et al. (2021), « Passive Thermal Regulation Approach for Algofilm © Photobioreactor through Phase Change », in : *Chemical Engineering Research and Design* 168, DOI : 10.1016/j.cherd.2021.02.013.
- Pruvost, J. et al. (2016), « Microalgae Culture in Building-Integrated Photobioreactors : Biomass Production Modelling and Energetic Analysis », in : *Chemical Engineering Journal* 284, DOI : 10.1016/j.cej.2015.08.118.
- Pruvost, J. et al. (2019), « Thermal Modeling and Optimization of Microalgal Biomass Production in the Harsh Desert Conditions of State of Qatar », in : *Algal Research* 38, DOI : 10.1016/j.algal.2018.12.006.
- Salvucci, M. E. et S. J. Crafts-Brandner (2004), « Relationship between the Heat Tolerance of Photosynthesis and the Thermal Stability of Rubisco Activase in Plants from Contrasting Thermal Environments », in : *Plant Physiology* 134.4, DOI : 10.1104/pp.103.038323.
- Sierra, E. et al. (2008), « Characterization of a Flat Plate Photobioreactor for the Production of Microalgae », in : *Chemical Engineering Journal* 138.1, DOI : 10.1016/j.cej.2007.06.004.
- Todisco, E. et al. (2022), « A Dynamic Model for Temperature Prediction in a Façade-Integrated Photobioreactor », in : *Chemical Engineering Research and Design*, DOI : 10.1016/j.cherd.2022.03.017.

OPTIMISATION THERMIQUE DE LA BIOFAÇADE : SOLUTIONS DE REFROIDISSEMENT PASSIVES ET SEMI-PASSIVES

3.1 Introduction

Les résultats de l'analyse énergétique présentée dans le chapitre 2 ont montré que l'installation des photobioréacteurs en façade de bâtiment augmente la consommation énergétique liée au refroidissement du milieu de culture par rapport à un photobioréacteur isolé. Ce chapitre vise donc à dimensionner des solutions de refroidissement passives et semi-passives des photobioréacteurs de façade à l'aide du modèle thermique biofacade-bâtiment présentée dans le chapitre 2.

Dans la littérature on trouve différentes solutions de refroidissement passives et semi-passives (évaporation (Pruvost et al. 2019), condensation (Mangi et al. 2021) , géothermie (Pruvost et al. 2019), filtre IR (Nwoba et al. 2019a) etc.). Dans ce chapitre on s'intéressera plus particulièrement aux solutions de vitrages permettant de gérer les échanges radiatifs entre les PBRs et l'extérieur (Section 3.1.1) et à l'optimisation de l'Air Cooling Channel (ACC) qui est spécifique à la géométrie de la biofacade étudiée (Section 3.1.2).

3.1.1 Gérer les échanges radiatifs entre le PBR et l'extérieur

Le rayonnement solaire est composé d'ondes électromagnétiques caractérisées par leurs longueurs d'onde : rayonnement ultraviolet (UV) avec une longueur d'onde inférieure à 400 nm, le rayonnement visible avec une longueur d'onde comprise entre 400 et 700 nm et le rayonnement infrarouge (IR) dont la longueur d'onde est supérieur à 700 nm. Seul la

partie visible du rayonnement appelée rayonnement photosynthétique actif (PAR en anglais) est utilisée pour la photosynthèse des microalgues. L'énergie électromagnétique sur le reste du spectre est directement absorbé par le milieu de culture ou les matériaux constituant le PBR (verre notamment pour les UVs). Au final, environ 90% du rayonnement solaire est absorbé et transformé sous forme de chaleur responsable de l'augmentation de la température du milieu de culture (Nwoba et al. 2019b). Une température du milieu de culture supérieure à 40°C entraîne généralement un stress thermique pour les microalgues, lié entre autre au détachement des ions magnésiums du centre réactionnelle du photosystème (PS) II (i.e. première centre réactionnel qui intervient dans le métabolisme de la photosynthèse). Donc la photosynthèse est limitée à haute température (Salvucci et Crafts-Brandner 2004). Plus le spectre de la lumière incidente est large plus l'efficacité d'utilisation de cette lumière pour la photosynthèse diminue (Nwoba et al. 2019b). Ainsi, gérer la longueur d'onde de la lumière disponible pour les microalgues semble être une solution intéressante pour diminuer de manière passive les consommations énergétiques liées au refroidissement du milieu de culture.

Plusieurs études ont évalué les performances de filtres permettant de sélectionner la longueur d'onde de la lumière solaire disponible pour la culture (Nwoba et al. 2019a ; Vaidveloo et al. 2015). Cette solution semble prometteuse pour diminuer les consommations énergétiques liées à la régulation thermique des photobioréacteurs. En effet Nwoba et al. (2020b) ont par exemple montré qu'en filtrant le rayonnement UV et IR, la température du milieu de culture peut être diminuée de plus de 20% par rapport à un photobioréacteurs sans filtre. De plus, certains filtres peuvent capturer ces rayonnements IR pour produire de l'électricité par principe photovoltaïque (panneau photovoltaïque semi-transparent) (Nwoba et al. 2020a). En plus de diminuer la consommation énergétique des photobioréacteurs pour tendre vers des systèmes de culture passifs, l'utilisation de ces panneaux photovoltaïques semi-transparent pourrait permettre de tendre vers des systèmes à énergie positive en cogérant l'électricité nécessaire à la culture de microalgues tel que pour la régulation thermique du milieu de culture par exemple. A noter que cette solution n'a pas été simulée dans cette thèse, mais elle fait l'objet d'études au laboratoire GEPEA dans le cadre du développement de la technologie de culture en système solaire AlgoFilm.

3.1.2 Pouvoir de refroidissement de l'ACC

La biofaçade a la particularité d'être équipée d'une coursive de ventilation (i.e. ACC). Les résultats de l'analyse énergétique présentée dans le chapitre 3 ont montré que l'ACC

permettait de diminuer de plus de 10% la demande en refroidissement active du milieu de culture lors de l'implantation dans une région semi-aride par exemple.

Pour intensifier le pouvoir de refroidissement de l'ACC, on peut intervenir sur 2 paramètres : la vitesse du vent dans la coursive et la température de l'air. Pour augmenter la vitesse de l'air circulant dans l'ACC, une des possibilités est de remplacer la ventilation naturelle par une ventilation forcée. Pour refroidir l'air de l'ACC de manière passive ou semi-passive, la géothermie peut être utilisée (i.e. échangeur air-sol).

Ce chapitre présente donc une analyse énergétique visant à comparer les consommations énergétiques d'une biofaçade de microalgues standard (i.e. double vitrage transparent et ventilation naturelle dans l'ACC avec l'air extérieur) à celles d'une biofaçade équipée de vitrages faible émissivité (i.e. diminue la part du rayonnement IR et UV transmis) ou d'une ventilation forcée dans l'ACC ou d'un échangeur air-sol pour pré-refroidir l'air injecté dans l'ACC. Ces trois technologies ont été étudiées séparément afin d'évaluer le potentiel de chacune pour diminuer les consommations énergétiques des photobioréacteurs. Les résultats de simulation sont présentés dans la section suivante, sous forme d'une pré-publication qui fera l'objet d'une soumission dans un journal à comité de lecture.

3.2 Publication

Simulation of engineering solutions for the passive cooling of PBR integrated into building facade

Flora GIRARD¹, Cyril TOUBLANC¹, Yves ANDRES¹, and Jeremy PRUVOST^{1*}

¹University of Nantes, Oniris, IMT Atlantique, CNRS, GEPEA, UMR 6144, F-44600 Saint-Nazaire, France

*Corresponding author: jeremy.pruvost@univ-nantes.fr

March 3, 2023

Abstract

A microalgae biofacade consists of a double skin facade created by a microalgae culture system installed vertically on the building façade and an Air Cooling Channel (ACC) installed in between the microalgae culture system and the inside building wall. This technology has proved interesting for improving the thermal performances of the system, but its further elaboration could reduce energy consumption.

The objective of this simulation study is to evaluate the potential of three engineering solutions to decrease the cooling demand of the microalgae culture system: (i) the use of low emissivity coating on the double glazing of the biofacade, (ii) forced ventilation in the ACC and (iii) the use of a Ground Heat Exchanger (GHE) to cool the air before entering the ACC.

Simulation results showed that all these solutions allow to reduce culture cooling demand by 42% - 100%). The most efficient solution was found to be the low emissivity coating which is a passive system allowing to decrease the energy consumptions of the global system (*i.e.* PBR and building) between 45% and 95% depending on the place of installation.

Introduction

Microalgae are increasingly studied because of their potential use in many fields ranging like energy, health, food and feed for example [1]. For commercial production, these microorganisms are mostly cultivated in open ponds (lagoon, raceway etc.) such systems being the easiest and cheapest microalgae cultivation processes. However, these systems are sensitive to contamination and biomass productivity is low due to long optical path [2]. In comparison, closed culture systems (photobioreactors) allow a better control of culture conditions than to open systems, with limited contamination. There are many geometries of photobioreactors (PBR): flat panel, tubular etc. These solar systems that provide the highest biomass productivity are the systems with the shorter optical path but they are also the most sensitive to overheating because of their lower thermal inertia [3]. Considering that the optimal growth range temperature for microalgae is usually between 15°C and 35°C [4], many engineering solutions have been studied to regulate culture medium temperature, such as water spray cooling [5], use of heat exchanger etc. But these solutions are questionable because of their environmental impact related to high energy and water consumption [6].

The vertical installation of PBRs in building facades has therefore been studied to increase PBRs thermal inertia in order to reduce the energy consumption of the microalgae culture systems without impacting the biomass productivity. In addition, by installing the PBRs vertically overheating is naturally decreased since the impact of solar radiation on the culture is reduced due to a lower angle of solar incidence when compared to horizontal systems. Finally, the concept of biofaçade of microalgae allows introducing an Air Cooling Channel (ACC). The ACC is a passageway in between the microalgae culture system installed in facade and the inside building wall (Figure 1). This ventilation corridor can be opened or closed mechanically to the outside by using shutters.

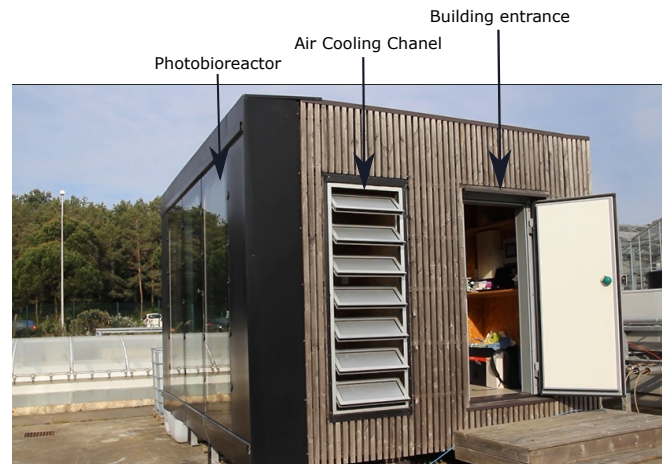


Figure 1: Photo of a microalgae biofacade and the Air Cooling Channel (ACC)

Girard *et al.* (2023) [7] quantified the interest of installing PBR on building facade to reduce building and PBR energy consumption. In addition, they evaluated the efficiency of the ACC to passively cool the culture. It has been shown that the ACC reduces by 13% to 24% the active PBR cooling demand depending on building location (Nantes and Los Angeles). It was also highlighted that microalgae biofacade could be further optimized to further decrease the energy consumption related to PBR cooling which reveals to be the main need of such a system.

Various passive cooling solutions can be here envisaged, some of them being already studied for solar photobioreactors such as infrared filtration of solar radiation [8, 9, 6].

The sensitivity analysis performed by Todisco *et al.* (2022) revealed that the thermal properties of the glazing as well as the air temperature in the ACC are parameters that greatly impact the temperature of the culture medium, and therefore the energy consumption related to its thermal regulation. This study therefore aims to evaluate, *in silico*, the efficiency of three low-energy-demand solutions to reduce energy consumption for PBR cooling.

- Reduce the impact of solar radiation on the biofacade by optimizing PBR glazing, through integration of double glazed windows with low emissivity (low-e) coatings to replace the clear double glazing of the PBR,
- Increase the cooling potential of the ACC by implementing a forced ventilation to replace current natural ventilation,

- Cool down the outside air before entering the ACC through a Ground Heat Exchanger (GHE).

These three solutions were implemented in the system thermal model of a building equipped with a microalgae biofaçade, as developed by Girard *et al.* and detailed in [7]. This study evaluates the energy performances of the processes with each solutions implemented independently, compared to the standard system (i.e. biofaçade with clear double glazing, natural ventilation in the ACC using outside air).

1 Model description

This section describes the model equations of low-e coated glass (Section 1.1), forced ventilation (Section 1.2) and GHE (Section 1.3) implemented in the thermal model of the microalgae biofaçade.

1.1 Low-e coated window

Low-e coatings are transparent coatings which selectively transmit visible light ($\lambda = 380$ to 780 nm) and filter the infrared (near infrared (NIR) $\lambda = 780$ to 2500 nm and far infrared (FIR) $\lambda > 2500$ nm) radiations (Figure 2). This improves the insulation performance of the glass while still maintaining a transparent window which is essential for PBR application since microalgae need light with a wavelength between 400 nm and 800 nm for photosynthesis (Photosynthetically Active Radiation).

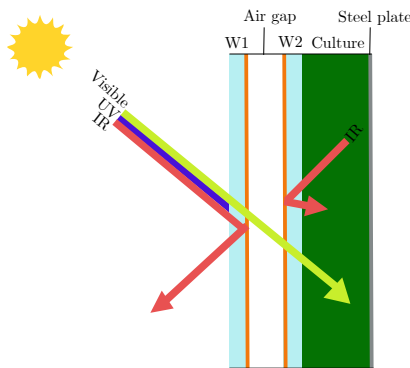


Figure 2: low-e coating on facade PBR

For standard biofaçade, clear glass was modeled with a standard optical model (ISO 9050) [10] that calculates glass transmittance, reflectance and absorbance coefficients as a function of sunlight incidence angle [11, 12]. This model is detailed in Girard *et al.* (2023) [7].

For low-e double glazing, the optical model for coated glass given in WINDOW software was used to calculate the angular dependence of optical properties. WINDOW is a state-of-the-art Microsoft WindowsTM-based computer program developed at Lawrence Berkley National Laboratory (LBNL). This program determines the thermal and solar optical properties of various glazing and window systems [12].

The global angular dependent transmittance, reflectance and absorbance of the coated window are calculated with Equations 1, 2 and 3 respectively.

$$T(\theta) = \begin{cases} T_0 \times \bar{\tau}_{clear}(\theta) & \text{if } \tau > 0.645, \\ T_0 \times \bar{\tau}_{bronze}(\theta) & \text{if } \tau \leq 0.645 \end{cases} \quad (1)$$

$$R(\theta) = \begin{cases} R_0 \times (1 - \bar{\rho}_{clear}(\theta)) + \bar{\rho}_{clear}(\theta) & \text{if } \tau > 0.645, \\ R_0 \times (1 - \bar{\rho}_{bronze}(\theta)) + \bar{\rho}_{bronze}(\theta) & \text{if } \tau \leq 0.645 \end{cases} \quad (2)$$

$$A(\theta) = 1 - T(\theta) - R(\theta) \quad (3)$$

where $T(\theta)$, $R(\theta)$ and $A(\theta)$ are the global angular dependent transmittance, reflectance and absorbance of coated window respectively, θ the solar incidence angle, T_0 and R_0 are the transmittance and reflectance at normal incidence angle respectively given by glazing supplier and $\bar{\tau}$ and $\bar{\rho}$ are the averaged transmissivity and reflectivity coefficient determined with a fourth order polynomial given in Equation 4 and 5 respectively.

$$\bar{\tau}(\theta) = \bar{\tau}_0 + \bar{\tau}_1 \times \cos(\theta) + \bar{\tau}_2 \times \cos^2(\theta) + \bar{\tau}_3 \times \cos^3(\theta) + \bar{\tau}_4 \times \cos^4(\theta) \quad (4)$$

$$\bar{\rho}(\theta) = \bar{\rho}_0 + \bar{\rho}_1 \times \cos(\theta) + \bar{\rho}_2 \times \cos^2(\theta) + \bar{\rho}_3 \times \cos^3(\theta) + \bar{\rho}_4 \times \cos^4(\theta) \quad (5)$$

where $\bar{\tau}$ and $\bar{\rho}$ are the averaged transmissivity and reflectivity of the glass respectively, and τ_0 , τ_1 ,

τ_2, τ_3, τ_4 and $\rho_0, \rho_1, \rho_2, \rho_3, \rho_4$ corresponds to transmissivity and reflectivity coefficients given in Table 1.

Table 1: transmissivity and reflectivity coefficients for clear and bronze to solve the fourth order polynomial to determine the averaged transmissivity and reflectivity coefficients [12]

	0	1	2	3	4
$\bar{\tau}_{clear}$	-0.0015	3.355	-3.840	1.460	0.0288
$\bar{\rho}_{clear}$	0.999	-0.563	2.043	-2.532	1.054
$\bar{\tau}_{bronze}$	-0.002	2.813	-2.341	-0.05725	0.599
$\bar{\rho}_{bronze}$	0.997	-1.868	6.513	-7.862	3.225

Finally, the optical model impacts heat absorption (Equation 6), radiative heat transfer (Equation 7) and transmitted solar light through the glass (Equation 8).

$$Q_{abs} = q \times A(\theta) \times A \tag{6}$$

where Q_{abs} is the heat absorption, q is the light flux received on the surface considered, $A(\theta)$ the absorbance determined with Equation 3, and A the area of the surface considered.

$$Q_{rad} = \frac{A \times \sigma \times (T_a^4 + T_b^4)}{\frac{1}{\epsilon_a} + \frac{1}{\epsilon_b} - 1} \tag{7}$$

where Q_{rad} is the radiative heat, A the area of the surface considered, σ the Stefan Boltzman coefficient, ϵ_a and ϵ_b the emissivity of surface a and b respectively and T_a and T_b the temperature of surface a and b respectively [13].

$$q_{trans} = q \times T(\theta) \tag{8}$$

with q_{trans} the solar flux transmitted through the glazing.

1.2 Forced ventilation

Forced ventilation is evaluated to replace natural ventilation in the ACC. The model of forced ventilation consists in applying a constant air velocity (V_a) at the entrance of the ACC (Figure 3). The air velocity inside the ACC (V_b) is determined according to change in section and is then

considered in the ACC thermal balance (Equation 14). For the corresponding volume flow rate a pressure drop is calculated (Equation 9) to evaluate fan energy consumption.

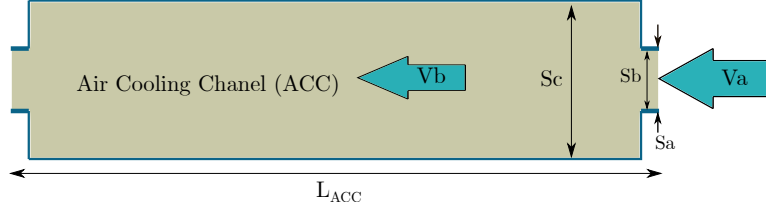


Figure 3: side view of the Air Cooling Chanel (ACC)

$$dp_{total} = \sum dp_l + \sum dp_s \quad (9)$$

where dp_{total} is the total pressure drop, dp_l and dp_s are the linear and singular pressure drops given by Equation 10 and Equation 12 respectively.

$$dp_l = fd \times \frac{\rho_{air} \times \dot{V}^2}{2} \times \frac{L}{Dh} \quad (10)$$

where dp_l is the linear pressure drop, fd is the pressure drop coefficient defined with Colebrook equation (Moody diagram), \dot{V} is the volumetric flow rate in the ACC that respects the law of conservation of mass flowrate given in Equation 11, L is the length of the ACC and Dh is the hydraulic diameter of the ACC.

$$\dot{V} = Va \times Sa = Vb \times Sb \quad (11)$$

where \dot{V} is the volumetric flow rate, Va and Vb are the velocity of the fluid before and after the change of geometry respectively, and Sa and Sb are the section before and after the change of geometry respectively.

$$dp_s = K \times \frac{\rho_{air} \times \dot{V}^2}{2} \quad (12)$$

where dp_s is the singular pressure drop, K is the pressure drop coefficient define according to the change of geometry (Table 2) and ρ_{air} is the air density.

The geometry considered for the forced ventilation in the ACC is presented in Figure 3. It consists of a sudden enlargement of the section at the entrance of the ACC and a sudden contraction at the end.

Table 2: Pressure drop coefficient according to the change of geometry [14]

Pipe entrance	K=0.5
Pipe elbow	$K = \sin^2 \alpha + 2 \times \sin \frac{\alpha}{2}$ with α the elbow angle in degrees
Sudden enlargement	$K = (1 - \frac{S_A}{S_B})^2$
Sudden contraction	$K = (\frac{1}{\frac{S_c}{S_a} - 1})^2$

The electrical consumption of the fan to ensure the forced ventilation can be determined from pressure drop calculation (Equation 13).

$$P_{elec} = \frac{dp_{total} \times \dot{V}}{\eta} \quad (13)$$

with P_{elec} the electrical power considered by the fan to ensure the defined volumetric flow rate \dot{V} and η the theoretical fan efficiency defined constant with a default value $\eta = 0.7$ in this study.

The thermal balance of the ACC is given in Equation 14.

$$\rho_{air} \times C_{p_{air}} \times V_{ACC} \times \frac{dT_{ACC}}{dt} = \dot{Q}_{conv_{culture}} + \dot{Q}_{conv_{wall}} + \dot{Q}_{loss} + \dot{Q}_{ventil} \quad (14)$$

where ρ_{air} is the air density, $C_{p_{air}}$ is the heat capacity of the air, V_{ACC} is the volume of air in the ACC, T_{ACC} is the air temperature in the ACC, $\dot{Q}_{conv_{culture}}$ and $\dot{Q}_{conv_{wall}}$ are the convective heat transfer between the culture and the air in the ACC and between the building separation wall and the air in the ACC respectively, determined with Gnielinsky correlation as given in Equation 15, and \dot{Q}_{ventil} is the heat loss in the ACC determined with Equation 18.

$$\dot{Q}_{conv_{ab}} = (Nu \times \frac{k_{air}}{Dh}) \times (T_a - T_b) \quad (15)$$

where $\dot{Q}_{conv_{ab}}$ is the convective heat transfer between media a and surface b, Nu is the Nusselt

number determined with Equation 26, k_{air} is the air conductivity, Dh is the hydraulic diameter and Ta and Tb are the temperature of media a and surface b respectively.

$$Nu = \begin{cases} \frac{\frac{Cf}{2} \times (Re-1000) \times Pr}{1+12.7 \times \frac{Cf}{2} \times (Pr^{\frac{1}{2}} \times (Pr^{\frac{2}{3}}-1))} \times (1 + \frac{Dh}{L}^{\frac{2}{3}}) & \text{if ACC open,} \\ \frac{0.67 \times Ra^{\frac{1}{4}}}{(1 + \frac{0.492}{Pr^{\frac{1}{16}}})^{\frac{4}{9}}} + 0.68 & \text{if ACC close.} \end{cases} \quad (16)$$

where Nu is the Nusselt number determined with Gnielinsky equations when the ACC is open (forced ventilation in non circular pipe and turbulent flow) and with Churchill and Chu equation when the ACC is close (no wind, free convection), Cf is the friction coefficient determined with Equation 17, Re is the Reynold number, Pr is the Prandtl number, Dh and L are the hydraulic diameter and the length of the duct respectively and Ra is the Rayleigh number.

$$Cf = (1.58 \ln(Re) - 3.28)^{-2} \quad (17)$$

$$\dot{Q}_{ventil} = \begin{cases} \rho_{air} \times C_{p,air} \times \dot{V} \times (T_{ACC} - T_{ext}) & \text{if ACC open,} \\ F_{loss} \times (T_{ACC} - T_{ext}) & \text{if ACC close.} \end{cases} \quad (18)$$

where \dot{Q}_{ventil} is the heat loss in the ACC, \dot{V} is the volumetric flow rate, T_{ext} is the outside temperature given by weather data and $F_{loss}=4 \text{ W.m}^{-1}$ are experimental coefficients used in the pilot-scale experimental set-up (SymbioBOX) for model fitting [4].

1.3 Ground Heat Exchanger (GHE)

Geothermal energy is a source of renewable energy. A Ground Heat Exchanger (GHE) is a passive thermal regulation system that rejects or extracts heat from the ground. In this study, the potential of an air GHE at the entrance of the ACC is investigated (Figure 4).

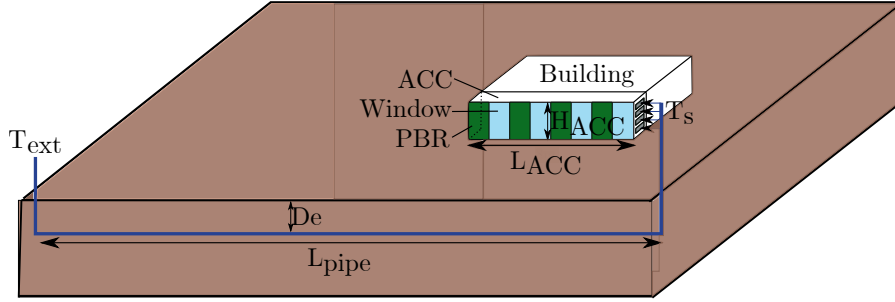


Figure 4: Schem of a Ground Heat Exchanger (GHE) as an input for the Air Cooling Chanel (ACC)

In term of modeling, the methodology of Merbarki *et al.* (2012) [15] is used to determine the temperature of the air at the outlet of the GHE. This model consists of calculating the ground temperature according to the depth at which the pipe is buried, with the method developed by Kasuda (Equation 19) [16].

$$T_{ground} = T_{mean} - T_{amp} \times \exp\left(-De\sqrt{\frac{\pi}{365 \times \alpha}}\right) \times \cos\left(\frac{2 \times \pi}{365} \times (t - t_{shift} - \frac{De}{2} \times \sqrt{\frac{365}{\pi \times \alpha}})\right) \quad (19)$$

where T_{ground} is the ground temperature, T_{mean} is the annual average air temperature, T_{amp} is the amplitude of air temperature determined with Equation 20, De is the depth below the surface, α is the thermal diffusivity of the ground set constant with a default value of $\alpha = 0.4 \times 10^{-6} m^2.s^{-1}$, t is the current time and t_{shift} is the day of the year with the minimum air temperature. The values of these parameters used in this study are detailed in Table 4.

$$T_{amp} = \frac{T_{max} - T_{min}}{2} \quad (20)$$

where T_{amp} is the amplitude of air temperature and T_{max} and T_{min} are the maximum and minimum air temperature of the year respectively.

Then the model calculates the temperature of the air leaving in the buried pipe (Equation 21) [15].

$$T_s = T_{ext} + (T_{ground} - T_{ext}) \times \epsilon \quad (21)$$

where T_s is the outlet temperature of the air in the GHE, T_{ext} the outside air temperature, T_{ground} is the ground temperature calculated with Equation 19 and ϵ is the efficiency of the GHE calculated with Equation 22.

$$\epsilon = 1 - \exp\left(\frac{-UA}{\dot{m}C_{p_{air}}}\right) \quad (22)$$

where ϵ is the efficiency of the GHE, U is the global thermal conductivity calculated with Equation 23, A is the area of the buried pipe of the GHE, \dot{m} is the mass flowrate and $C_{p_{air}}$ is the heat capacity of the air.

$$UA = \frac{1}{R_{conv} + R_{pipe} + R_{soil}} \quad (23)$$

where UA is the global thermal transmittance, R_{conv} , R_{pipe} and R_{soil} are respectively the thermal resistances by convection, in the pipe thickness and in the ground calculated with Equations 24, 27 and 28 respectively.

$$R_{conv} = \frac{1}{h_{conv} \times 2 \times \pi \times r_1 \times L} \quad (24)$$

where R_{conv} is the thermal resistance by convection, h_{conv} is the convective heat transfer coefficient calculated with Equation 25, r_1 is the inner radius of the pipe (Figure 5) and L is the length of the GHE pipe.

$$h_{conv} = \frac{Nu \times \lambda_{air}}{D} \quad (25)$$

where h_{conv} is the convective heat transfer coefficient, Nu is the Nusselt number calculated with Colburn relation given in Equation 26 [15], λ_{air} is the thermal conductivity of the air and D is the diameter of the pipe.

$$Nu = 0.214 \times (Re^{0.8} - 100) \times Pr^{0.4} \quad (26)$$

where Nu is the Nusselt number, Re is the Reynold number and Pr is the Prandt number.

$$R_{pipe} = \frac{1}{2 \times \pi \times \lambda_{pipe} \times L} \times \ln\left(\frac{R_1}{r_1}\right) \quad (27)$$

where R_{pipe} is the thermal resistance of the pipe, λ_{pipe} is the thermal conductivity of the pipe and r_1 and R_1 are the inner and outer radius of the pipe respectively.

$$R_{soil} = \frac{1}{2 \times \pi \times \lambda_{soil} \times L} \times \ln\left(\frac{R_{adiab}}{R_1}\right) \quad (28)$$

where R_{soil} is the thermal resistance of the soil, λ_{soil} is the thermal conductivity of the soil and R_{adiab} is the radius of the adiabatic layer.

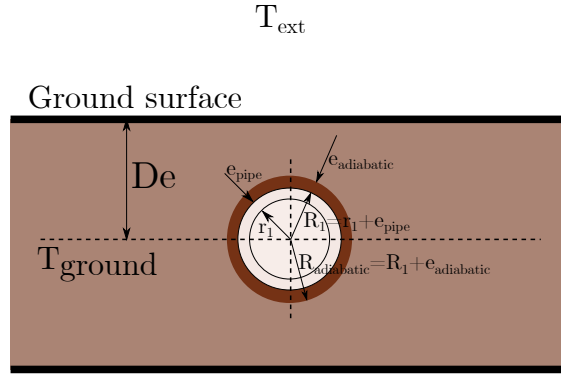


Figure 5: pipe of the Ground Heat Exchanger

Finally, the temperature at the end of the pipe (T_s (Equation 21) calculated for $x=L$) is used in the thermal balance of the ACC (Equation 14) to replace the outside air temperature (T_{ext}) when the ACC is open and when the temperature at the outlet of the GHE (T_s) is lower than the outside air temperature.

For the GHE, the pressure drop is also calculated using Equation 9 and with respect to the geometry presented in Figure 6. The changes of geometry considered to calculate the singular are: pipe entrance, three bends, a narrowing at the ACC inlet and a widening at the ACC outlet.

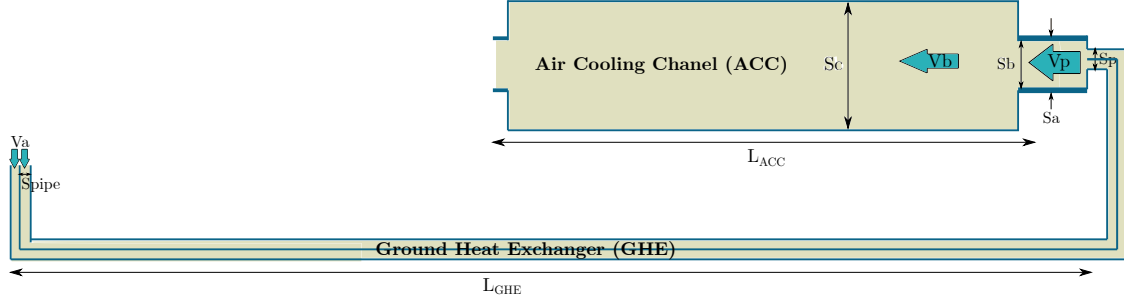


Figure 6: side view of the ACC with Ground Heat Exchanger (GHE)

2 Case study

A 48 m^2 , one floor, heavy weight building (ASHRAE BESTEST Case 900) equipped with a microalgae biofacade was studied. The geometry of this building is detailed in Girard *et al.* (2023) [7]. The microalgae biofacade is composed of alternating PBR and window with a PBR:window ratio = 1:1.

The dimensions of the ACC and of the GHE pipe are given in Table 3 and the input parameters to determine the ground temperature are detailed in Table 4.

Table 3: Dimensions of the ACC and of the pipe of the Ground Heat Exchanger considered in this study

	Value	Unit
Outer section at the entrance of the ACC, S_a	1.4	m^2
Inner section at the entrance of the ACC, S_b	1.3	m^2
Inner section in the ACC, S_c	2.6	m^2
Thickness of the pipe, (e_{pipe})	0.026	m
Thickness of the adiabatic layer, (e_{adiab})	0.026	m
Thermal conductivity of the pipe, (λ_{pipe})	2.8	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
Thermal conductivity of the soil, (λ_{soil})	1.3	$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$
Inner section of a GHE pipe, S_{pipe}	0.023	m^2
Inner section at the entrance of the GHE, S_p	$S_p = S_{pipe} \times N_{pipe}$	m^2

Simulations were performed for two climates: a semi-arid climate, with weather data for Los Angeles, USA (34.07° N , 118.44° W), and oceanic climate, with data for Nantes, France (47.17° N , -1.60° W). These two different climates were studied because they lead to different thermal behavior

thus different energy consumptions. In Nantes, winter is cold and summer is mild whereas in Los Angeles outside temperature is warm all year long. By comparing these two locations the ambition is therefore to evaluate the interest of the presented solution investigated on the annual energy consumptions of the system.

Table 4: Input parameters to calculate ground temperature at Nantes (France) and Los Angeles, (USA)

	Nantes, France	Los Angeles, USA
Annual average air temperature, T_{mean} (°C)	12.24	16.84
Amplitude of air temperature over the year, T_{amp} (°C)	13.35	13.30
Time with minimum air temperature, t_{shifht} (day)	343.33	7.25

Regarding control conditions, the temperature of the air inside the building is regulated between 20 and 27°C and culture medium temperature is regulated between 15 and 35°C with a thermal heat exchanger included in a steel plate at the back of the PBRs. In addition, passive cooling of the system is ensured with the ACC. The ACC opens when the temperature of the culture medium reaches 30°C and closes when it reaches 23°C. The forced ventilation is activated when the ACC opens and the GHE outlet air is used in the ACC when the GHE outlet temperature is lower than the outside air temperature (Table 5).

Table 5: Control conditions of the system

Building thermal regulation	20-27°C
Culture medium thermal regulation	15-35°C
ACC opening/closing	30/23°C
Forced ventilation use conditions	$ACC_{open} = true$
GHE use conditions	GHE output temperature (T_s) < outside temperature (T_{ext}) and $ACC_{open} = true$

3 Simulation results

This section details the simulation results obtained for each independently studied solution. For each solution, a parametric analysis was first performed in order to define the optimal operating parameters to use. Then, an energy analysis was performed to compare the energy consumption of

the standard system to the system with implemented solutions.

For the energy analysis the indicators evaluated are:

- the annual thermal energy consumption (P_t) for PBR thermal regulation (*i.e.* culture medium cooling and heating) between 15°C and 35°C determined with Equation 29

$$P_t = \int_{t=0}^{t=i} \dot{Q}_{heating/cooling} \quad (29)$$

where P_t is the thermal energy consumption for cooling or heating and $\dot{Q}_{heating/cooling}$ is the heating or cooling capacity.

- the ACC energy saving for forced ventilation and GHE solutions, determined with Equation 30

$$ACC \text{ energy saving} = \int_{t=0}^{t=i} |\dot{Q}_{ventil}| \quad (30)$$

where \dot{Q}_{ventil} is the heat loss due to the ACC calculated with Equation 18.

- the temperature profiles for the hottest day of the year in Nantes (August, 18) and in Los Angeles (September, 11). The objective being here to evaluate the cooling potential of these solutions, hence these days were chosen to evaluate the behavior of the system in the hottest conditions.
- the electrical energy consumption (P_e) for PBR and building thermal regulation and for fan operation. P_e is determined according to the Coefficient Of Performance (COP) of the heat pump and refrigeration machine considered (Equation 31). COP values are determined with the same method as detailed in Girard *et al.* (2023) [7].

$$P_e = \int_{t=0}^{t=i} \frac{\dot{Q}_{heating/cooling}}{COP_{real}} \quad (31)$$

where P_e is the electricity consumption of the heating or cooling system, $\dot{Q}_{heating/cooling}$ is the heating or cooling capacity and COP_{real} is the COP values for the chiller and heat pump.

3.1 Low emissivity window

3.1.1 Parametric analysis for low-e window

The aim of this parametric analysis was to determine the best performing glazing design. Two indicators are here evaluated:

- the U_{value} , that corresponds to the thermal transmittance of the glazing. It quantifies the heat transferred through the glazing due to conduction, convection and radiation. The better-insulated a structure is, the lower the U_{value} will be.
- the Solar Heat Gain Coefficient (SHGC) that estimates the solar radiation that passes through the glass to the amount of solar radiation hitting this glass. Factors such as reflection, absorption and transmittance affect the SHGC. SHGC is a value in between 0 and 1 and the lower the SHGC, the less heat is transmitted through the glass.

These values were determined with WINDOW which is a computer program for calculating total window thermal performances indices. This parametric analysis compared four window arrangements (Table 6): one clear double pane window and three low-e double pane windows with different position for the low-e coating. These arrangements were chosen in order to find the configuration with the lower U_{value} and SHGC. For low-E coated glass the coating is always placed in the inside of the double pane window (back of W1 and/or front of W2) to avoid coating degradation.

Table 6: U_{value} and Solar Heat Gain Coefficient (SHGC) of A) clear double pane window and three different configurations of low-e coated double pane windows (low-e on B) W1, C) W2 and D) W1 and W2)

	A) Clear glass	B) Low-E coating Back W1	C) Low-E coating Front W2	D) Low-E coating Back W1 and Front W2
Configuration				
U_{value} ($W \cdot m^{-2} \cdot K^{-1}$)	2.490	1.606	1.606	1.576
SHGC	0.827	0.378	0.454	0.339

Table 6 shows that U_{value} and SHGC decrease for low-e windows compare to clear glass. This means that low-e coating decreases thermal transmittance and heat transmitted through the glazing.

Regarding the position of the coating, the configuration that provides the best thermal insulation and the lowest solar heat gain is the configuration with low-e coating on W1 and W2 (*i.e.* $U_{value}=1.576$ and $SHGC=0.339$). It is therefore this configuration that was chosen to perform the following energy analysis.

3.1.2 Energy analysis for low-e window

This energy analysis aims to compare the energy consumption of a biofaçade equipped with a clear double glazing compared to a double glazing with a low-e coating on W1 and W2 (Table 6 D). The properties of these two glazing are presented in Table 7.

Table 7: Glass properties of clear and low-e coated windows studied in this paper

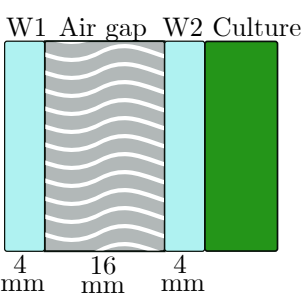
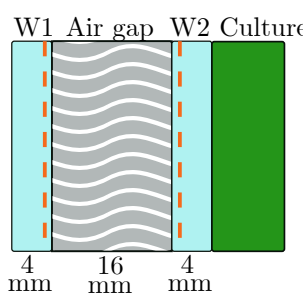
		Clear glass		Low-E coated glass		
Configuration						
Ufactor ($W.m^{-2}.K^{-1}$)		2.490		1.576		
SHGC		0.827		0.339		
Properties at normal incident angle		W1	W2	W1	W2	
		Trans	0.898	0.813	0.372	0.243
		Reflec	0.08	0.145	0.345	0.373
		Front ϵ	0.84	0.84	0.84	0.035
		Back ϵ	0.84	0.84	0.035	0.84

Figure 7 presents the transmittance, reflectance, and absorbance values of the clear glass and the low-e coated glass. These results are obtained with using the optical model presented in Section 1.1.

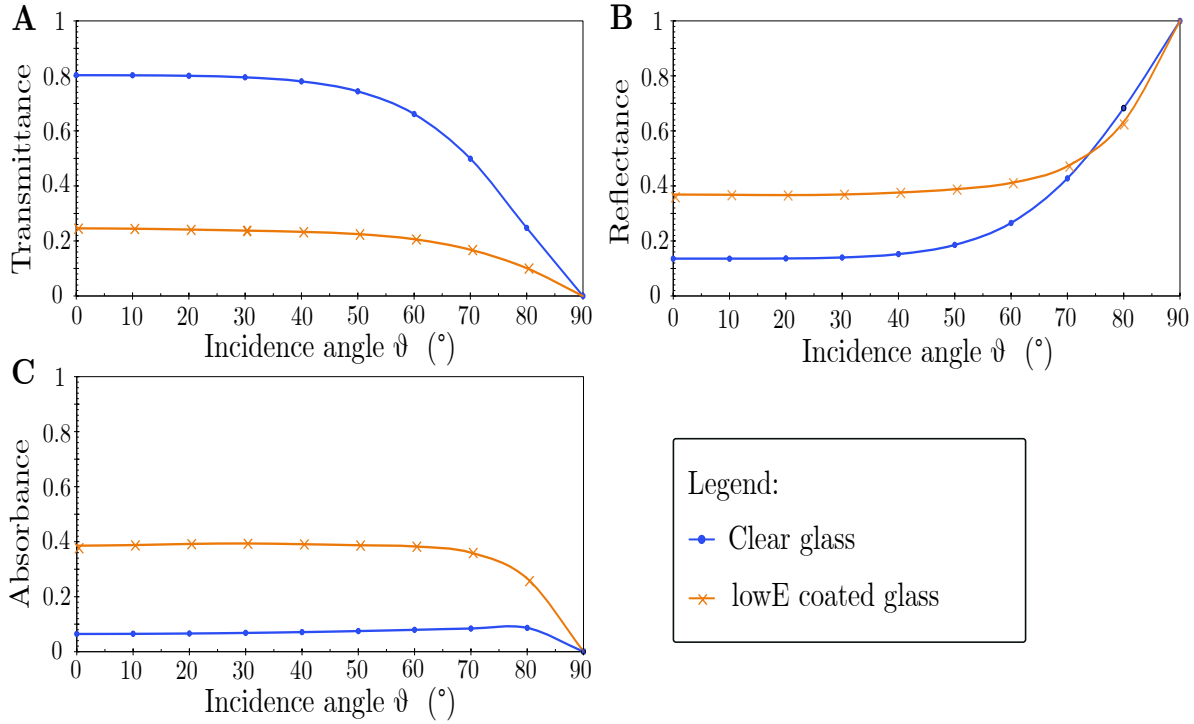


Figure 7: Global A) transmittance, B) reflectance and C) absorbance coefficients of a double clear glass (blue circle) and double low-e glazing (orange cross)

This results highlight that the transmittance of low-e coated glazing is decreased by almost 4 times at normal incidence angle while the reflectance and absorbance increase by almost 4 times compared to clear glass.

The global annual energy consumption for system (i.e. building and PBR) thermal regulation was evaluated (Figure 8). Indeed, building energy consumption is also evaluated since the facade is composed of alternating glass and PBR, hence the modification of the glazing properties can also impact the energy consumption of the building.

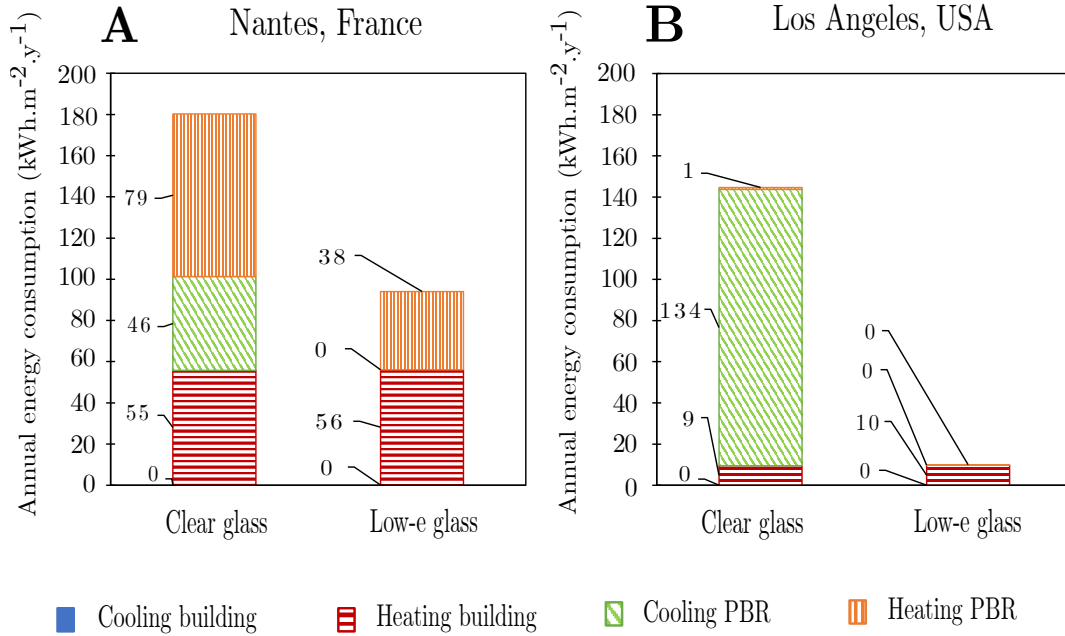


Figure 8: Annual thermal energy consumptions for building and PBR for a biofaçade equipped with clear double pane window (Clear glass) and with low-e coated double pane window (Low-e glass) in A) Nantes (France) and B) Los Angeles (USA)

Figure 8 shows that low-e coating decreases PBR cooling by 100% in both Nantes and in Los Angeles because the active thermal regulation with the heat exchanger is less activated, since the culture medium does not reach the set temperature of 35°C . Whereas building heating demand increases by 1% and 3% in Nantes and in Los Angeles respectively. This effect is related to the decrease in solar impact (*i.e.* SHGC decreases with low-e coating). Since the thermal conductivity of the glass is the same in both cases, this effect is related to the decrease in transmittance of the glass (*i.e.* in reflectance and absorbance increase with the low-e coating, see next).

In addition, Figure 8 shows that low-e coating decreases PBR heating from $79 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ to $38 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ (*i.e.* 52%) in Nantes and from $1 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ to $0 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ (*i.e.* 100%) in Los Angeles. This is due to the decrease in the emissivity of the glazing in the presence of the low-e coating that reduces the heat loss by radiation with the outside. This result is illustrated in Figure 11 which compares the temperature of the growing medium and the radiative heat capacity

for a winter day in Nantes (Figure 11 A) and Los Angeles (Figure 11 B).

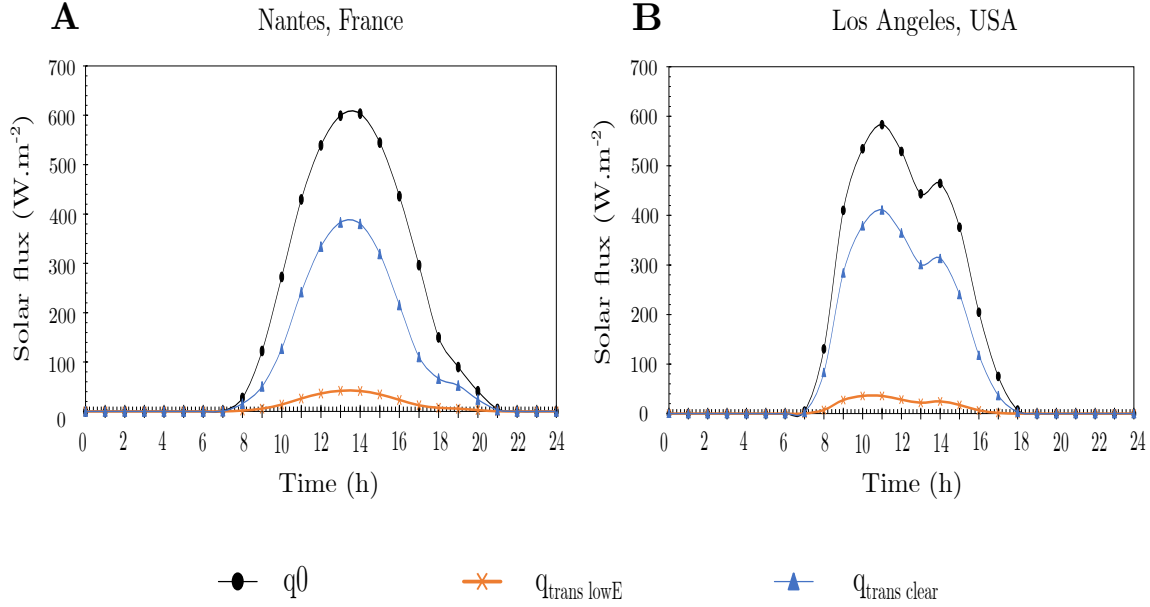


Figure 9: Incident solar radiation (black circle), solar flux transmitted through clear double pane window (blue triangle) and solar flux transmitted through low-e coated double pane window (orange cross) during the hottest day of the year in A) Nantes and B) Los Angeles

Figure 9, compares the solar heat flux transmitted to the microalgae culture through a transparent double-glazed window versus a low-e double-glazed window, for the hottest day of the year in Nantes (Figure 9 A) and in Los Angeles (Figure 9 B). The decrease in solar flux transmitted to the microalgae culture by low-e coating is here clearly shown, with a decrease of more than 8 times at peak solar heat flux. This effect is related to the optical properties of the glass presented in Figure 7. Hence, the decrease in solar flux transmitted to the culture reduces the heat absorbed by the culture (Equation 6). This result is also illustrated in Figure 10, which shows culture medium temperature evolution for the hottest day of the year in Nantes (Figure 10 A) and Los Angeles (Figure 10 B), for a PBR equipped with clear double glazing compared to a PBR equipped with low-e double glazing.

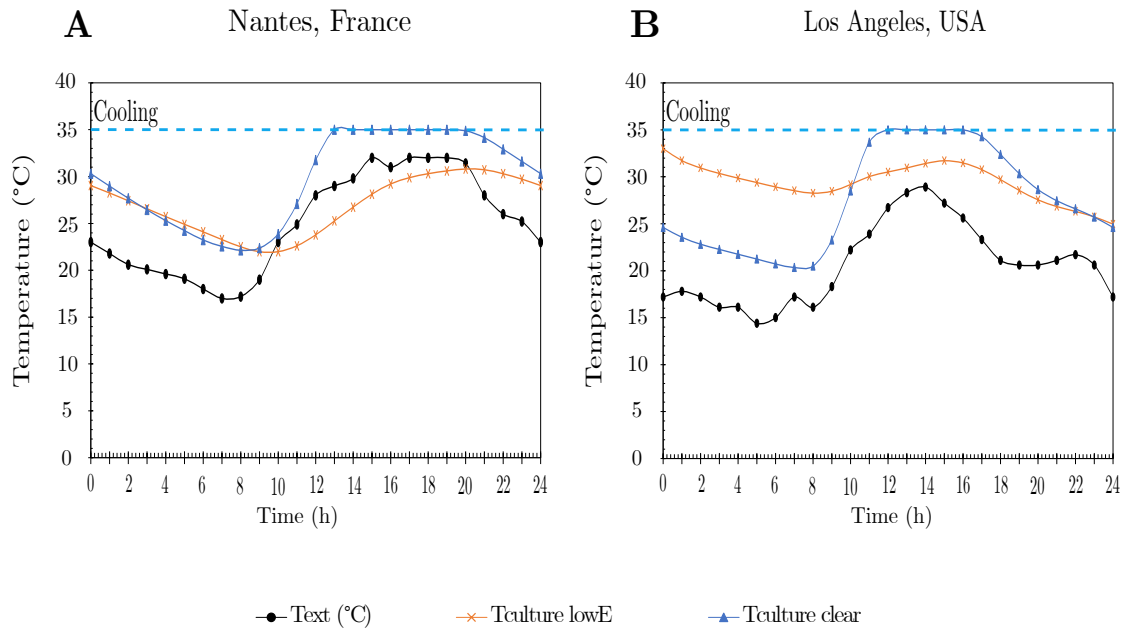


Figure 10: Outdoor (black circle) and culture medium temperature during the hottest day of the year in A) Nantes and B) Los Angeles for a microalgae biofaçade with clear double pane window (blue triangle) and with low-e coated double pane window (orange cross)

Figure 10 shows that culture medium temperature is lower in a PBR equipped with low-e coating compared to a PBR equipped with clear double glazing. In addition, the temperature in the PBR with low-e coating does not reach the set point temperature for activation of active cooling of the culture medium by the heat exchanger (*i.e.* 35°C) even on the hottest day of the year in Nantes and Los Angeles. As a consequence the annual energy consumption for PBR cooling is zero with the low-e coating (Figure 8).

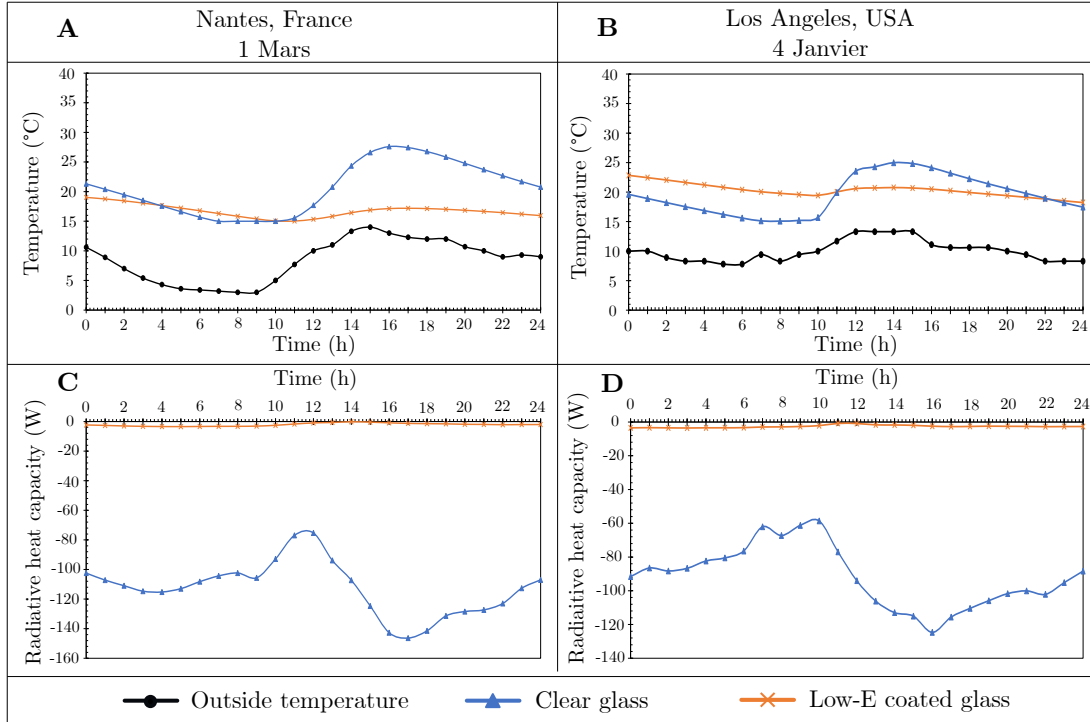


Figure 11: Outside temperature (black circle) and culture medium temperature (A and B) and radiative heat transfer between W1 and W2 (C and D) during a winter day, in A) Nantes (France) and B) Los Angeles (USA) for a microalgae biofaçade with clear double pane window (blue triangle) and with low-e coated double pane window (orange cross)

Figure 11 show results for the winter period in order to evaluate the impact of low-e coating on heating demand. With the low-e coating, the culture medium temperature varies less during the day than with clear glass, for both location. Moreover, with low-e coating, culture medium temperature does not reach the set temperature for heating the culture medium (*i.e.* 15°C). This is due to the radiative heat transfer between W1 and W2. Figure 11 C and D show indeed that low-e coating increases radiative heat capacity compared to clear double glazing for which the radiative heat capacity is negative (i.e the culture loses heat through the glazing). In conclusion, in addition to decrease light energy received by the culture colume, low-e coating reduces heat loss through the glazing which explains why PBR heating demand decreases with low-e coating. This result was also highlighted in the literature. For example, Mann *et al.* [17] shown that coating on both panes of a double glazing is interesting in countries where the summer is hot and the winter mild

(like in France) because it allows to reduce loss through glazing and decrease solar heat gain during summer. For warm countries they concluded that a coating on the first pane of the double glazing (W1) is sufficient to reduce solar heat gain, but the coating on the second window of the double glazing is less interesting since outside temperature is high all year long (no heat loss through the glazing by radiative transfer to the outside).

Finally, Table 8 presents the annual electrical energy consumption for building and PBR thermal regulation equipped with clear double glazing and low-e coated glazing.

Table 8: Annual electrical energy consumption for building and PBR thermal regulation in Nantes (France) and Los Angeles (USA)

Annual electrical energy consumption ($kWh.m^{-2}.y^{-1}$)	Nantes, France		Los Angeles, USA	
	Clear glass	Low-e coated glass	Clear glass	Low-e coated glass
Building heating	11	11	1	1
Building cooling	0	0	0	0
PBR heating	14	7	0	0
PBR cooling	6	0	19	0
Total	31	18	20	1

Results highlight that low-e coating reduces significantly electrical energy consumption for PBR thermal regulation (*i.e.* heating and cooling) without major impact on electrical energy consumption for building thermal regulation, for both location. Overall, the total electrical energy consumption of the system (*i.e.* building and PBRs) is decreased by 42% and 95% in Nantes and Los Angeles respectively thanks to low-e coating. Low-e coating reveals therefore an efficient passive solution to reduce energy consumption of the building equipped with microalgae biofacade in both Nantes and Los Angeles. However, it is important to note that this technology may have an impact on biomass productivity since the decrease in cooling demand of PBRs with the coating is mainly related to the decrease in light transfer in the culture system. Although the coating is designed to filter out IR and UV, it also filters out part of the visible radiation. In fact, the visible transmittance of the glazing were determined with WINDOW. $T_{vis}=0.8371$ for clear glass and $T_{vis}=0.5858$ for low-e coated glass (*i.e.* T_{vis} decreased by around 25% with low-e coating compared to clear glass). It will

therefore be essential to evaluate the impact of low-e glazing on biomass productivity

3.2 Forced ventilation

This section evaluated the performance of forced ventilation in the ACC without low-e coating (i.e. clear glass) and no GHE, to decrease PBR cooling demand.

3.2.1 Parametric analysis for forced ventilation

For forced ventilation solution, a parametric analysis was conducted to determine the optimal air velocity to apply at the entrance of the ACC in order to maximize cooling potential of this passageway. The results presented in this section illustrated the parametric analysis conducted in Nantes and the same conclusion was obtained for Los Angeles. The indicator here evaluated is the annual thermal energy consumption of the PBR to maintain culture medium temperature in between 15°C and 35°C (Figure 12).

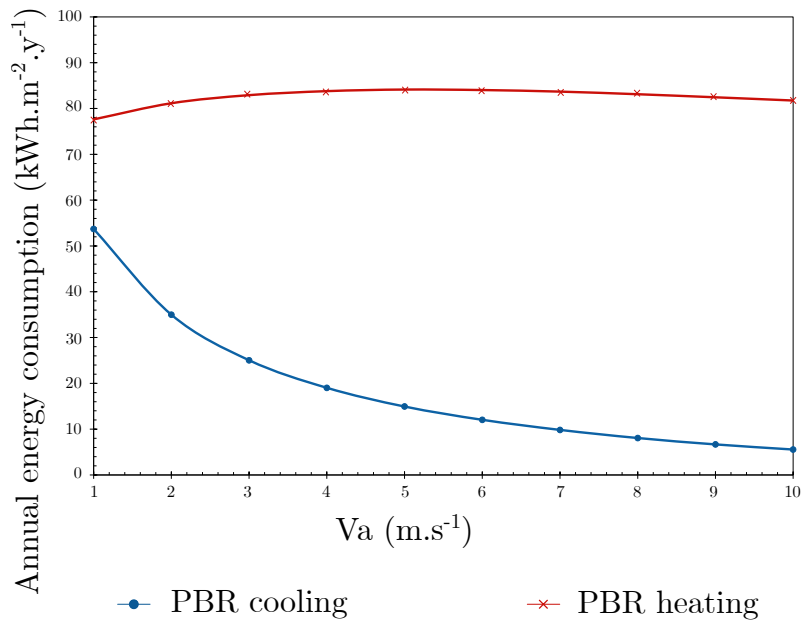


Figure 12: Annual energy consumption for PBR thermal regulation according to the forced air velocity applied at the entrance of the ACC (Va)

Figure 12 shows that the higher the air velocity applied by forced ventilation at the entrance of the ACC, the lower the annual energy consumption for PBR cooling while annual energy consumption for PBR heating increases slightly (explain later in this section). Based on these results, we have chosen to perform the energy analysis of the system for a air velocity at the entrance of the ACC $V_a=7 \text{ m.s}^{-1}$. At this speed the energy consumption of the PBR is reduced by 80% (*i.e.* $10 \text{ kWh.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) compared to natural ventilation (*i.e.* $54 \text{ kWh.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) and the heating consumption is increased by 5% (*i.e.* $82 \text{ kWh.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) compared to natural ventilation (*i.e.* $78 \text{ kWh.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Moreover, this air velocity was chosen because it translates into an air velocity inside the ACC of $V_b=3.5 \text{ m.s}^{-1}$ (Equation 11) which corresponds to the average annual air velocity in Nantes and Los Angeles (Figure 13). Note that this decrease in air velocity inside the ACC compared to the velocity applied at the inlet is related to pressure drops due to changes in cross-section between the inlet and the interior of the ACC.

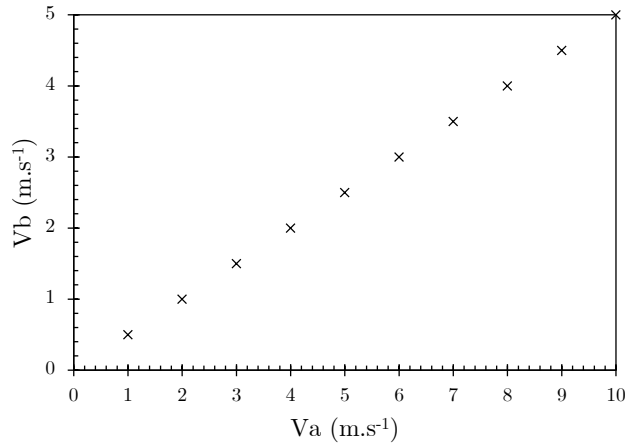


Figure 13: Forced air velocity in the ACC (V_b) according to air velocity applied at the entrance of the ACC (V_a)

3.2.2 Energy analysis for forced ventilation

The energy analysis consists of comparing the global energy consumption for PBR thermal control (*i.e.* heating and cooling) between a system operating either with a natural ventilation and a forced ventilation at $V_a=7 \text{ m.s}^{-1}$.

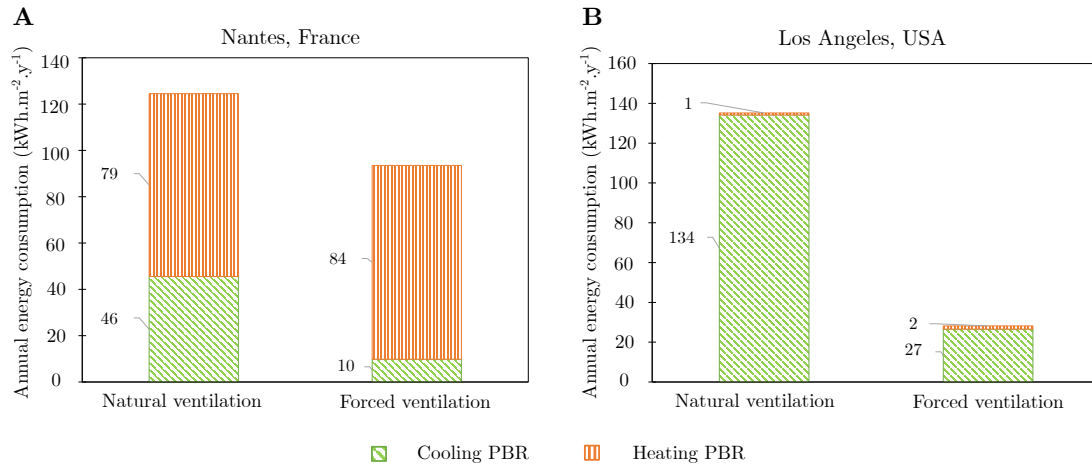


Figure 14: Annual energy consumption for PBR thermal regulation for a system operated with natural ventilation (first histogramm bar) and with forced ventilation (second histogramm bar) in A) Nantes (France) and B) Los Angeles (USA)

Figure 14 shows that forced ventilation decreases PBR cooling needs by 78% and 80% in Nantes and in Los Angeles respectively, whereas it increases PBR heating by 6% and 65% in Nantes and Los Angeles respectively. Note that the 65% increase in PBR heating demand in Los Angeles results in an increase of only 1 $kWh.m^{-2}.y^{-1}$. This increase in energy consumption for PBR heating is explained with Figure 15 that presents culture medium temperature evolution for a winter day in Nantes and Los Angeles.

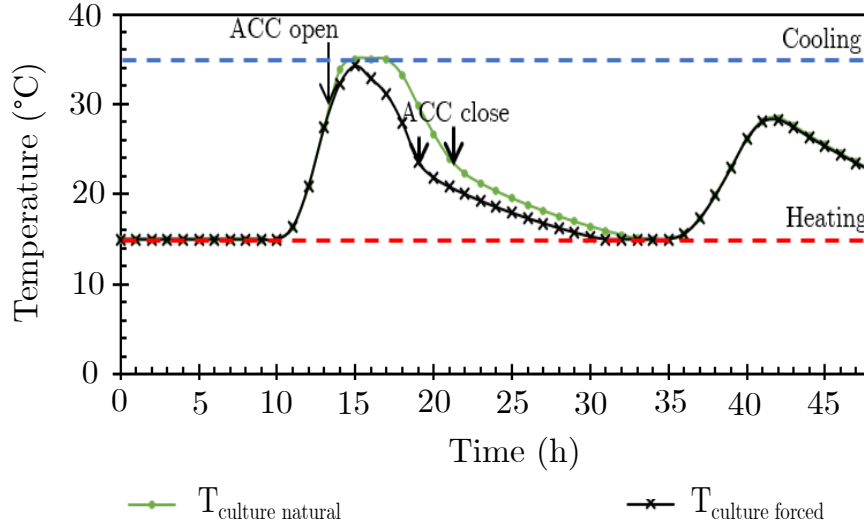


Figure 15: Culture medium temperature in February 4 and 5 in Nantes for a microalgae biofaçade operated with natural ventilation (green circle) and with forced ventilation (black cross)

Results show that culture medium temperature is lower with forced ventilation than with natural ventilation and that it does not reach set point temperature to activate active cooling of the culture medium (*i.e.* 35°C). However, with forced ventilation, culture medium temperature reach the set-point to activate active PBR heating (*i.e.* 15°C) sooner (30h) than natural ventilation (33h). This difference is responsible for the slight increase in annual PBR heating demand highlighted in Figure 14. This result is related to the selected ACC opening and closing temperature set-points (Tableau 5 and it would therefore be possible to avoid increasing the heating demand of the PBR by optimizing these set-point values).

Regarding PBR cooling demand, Figure 16 shows the temperature profiles for the hottest day of the year in Nantes (Figure 16 A) and in Los Angeles (Figure 16 B).

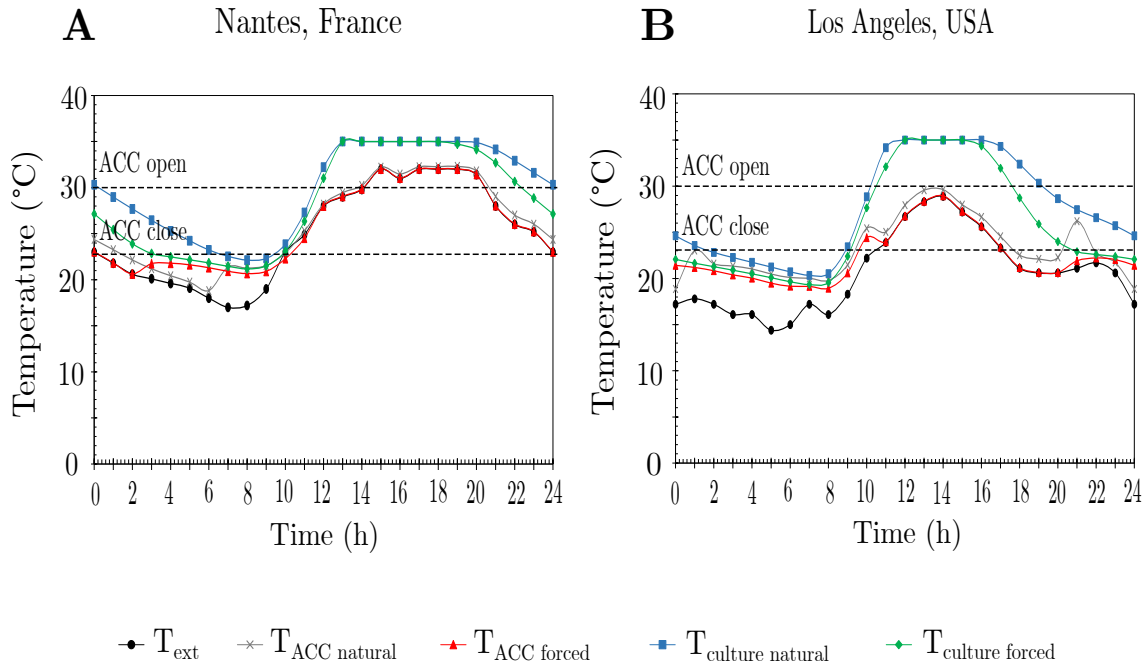


Figure 16: Outside temperature (black round), ACC and culture medium temperatures during the hottest day of the year in A) Nantes and B) Los Angeles for a microalgae biofaçade operated with natural ventilation (grey cross and blue square) and with forced ventilation (red triangle and green diamond)

Results highlighted that in both locations ACC and the culture medium temperatures are lower with forced ventilation than with natural ventilation. Indeed with forced ventilation culture medium temperature decreases sooner with forced ventilation (19h and 15h in Nantes and Los Angeles respectively) than with natural ventilation (21h and 18h in Nantes and in Los Angeles respectively). This means that the heat exchanger is activated for a shorter time with forced ventilation. That explained why annual PBR cooling demand is lower with forced ventilation than with natural ventilation (Figure 14).

Table 9: Energy saved thanks to the ACC for a system operated with natural ventilation (first row) and with forced ventilation (second row) in the ACC, in Nantes (first column) and in Los Angeles (second column)

$(kWh.m^{-2}.y^{-1})$	Nantes, France	Los Angeles, USA
Natural ventilation	11.32	17.52
Forced ventilation	16.12	27.73

Table 9 illustrates the increase of the cooling capacity of the ACC. This is quantified with Equation 30. In addition, Table 9 shows that forced ventilation increases ACC cooling capacity by 42% and 58% in Nantes and Los Angeles respectively compared to natural ventilation.

Finally, the electrical energy consumption related to PBR thermal regulation and forced ventilation were calculated (Table 10).

Table 10: Annual electrical energy consumption for PBR thermal regulation and fan for forced ventilation in the ACC

Annual electrical energy consumption $(kWh.m^{-2}.y^{-1})$	Nantes, France		Los Angeles, USA	
	Natural ventilation	Forced ventilation	Natural ventilation	Forced ventilation
PBR heating	14	15	0	0
PBR cooling	6	1	19	4
Fan for forced ventilation	-	13	-	21
Total	20	29	19	25

Table 10 shows that forced ventilation decreases the energy consumption for PBR cooling and slightly increases the energy consumption for PBR heating. Moreover, energy consumption for forced ventilation is $13 kWh.m^{-2}.y^{-1}$ and $21 kWh.m^{-2}.y^{-1}$ in Nantes and Los Angeles respectively. By adding these electrical consumptions to those for the thermal regulation of the PBR the results show that the annual electrical energy consumption is higher with forced ventilation than with natural ventilation (45% and 24% more in Nantes and Los Angeles respectively). The overall balance is therefore negative; the use of forced ventilation to reduce microalgae biofacade energy consumption is therefore not a solution of interest.

3.3 Ground Heat Exchanger (GHE)

This section evaluated the performance of forced ventilation with GHE to supply the ACC (no low-e coated glass), to decrease PBR cooling demand.

3.3.1 Parametric analysis for GHE

The parametric analysis aims here to determine the optimal air velocity of the forced ventilation at the entrance of the GHE (V_a), the optimal pipe diameter (r_1), pipe length (L), pipe depth (De) and the optimal number of pipe (N_{pipe}). This section presents the result of this parametric study in Nantes (same conclusion was obtained in Los Angeles).

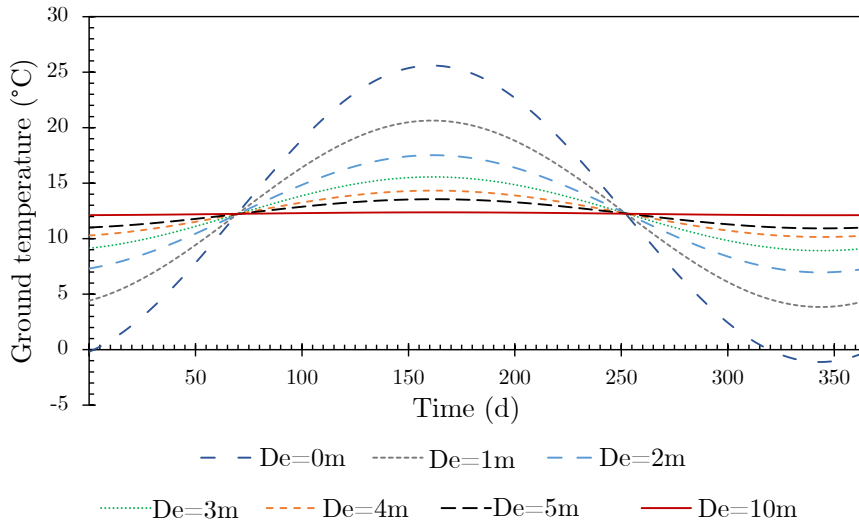


Figure 17: Annual ground temperature at different ground depth (De), in Nantes

Figure 17, represents the ground temperature in Nantes for different pipe depths (De). The temperature at the surface of the ground corresponds to $De=0m$. At the surface, the temperature is colder in winter and warmer in summer. The deeper into the ground the less the ground temperature varies during the year, until reaching a constant temperature at $De=10 m$ in Nantes (*i.e.* $T_{ground}=12$ °C).

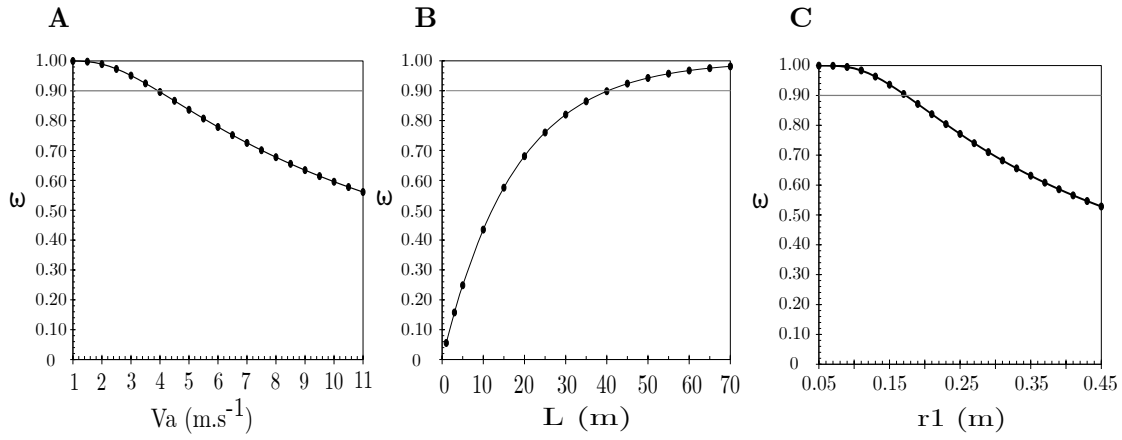


Figure 18: Ground Heat Exchanger (GHE) efficiency (epsilon) according to A) air velocity at the entrance of the pipe (Uwind) B) length of the pipe (L) and C) diameter of the pipe (r1)

Figure 18, represents the efficiency of the GHE (ϵ) as a function of the air velocity at the entrance of the GHE (Figure 18 A), the length of the GHE pipe (Figure 18 B) and the inner diameter of the GHE pipe (Figure 18 C). The results show that the efficiency decreases with increasing air velocity and pipe diameter, while the efficiency increases with increasing pipe length.

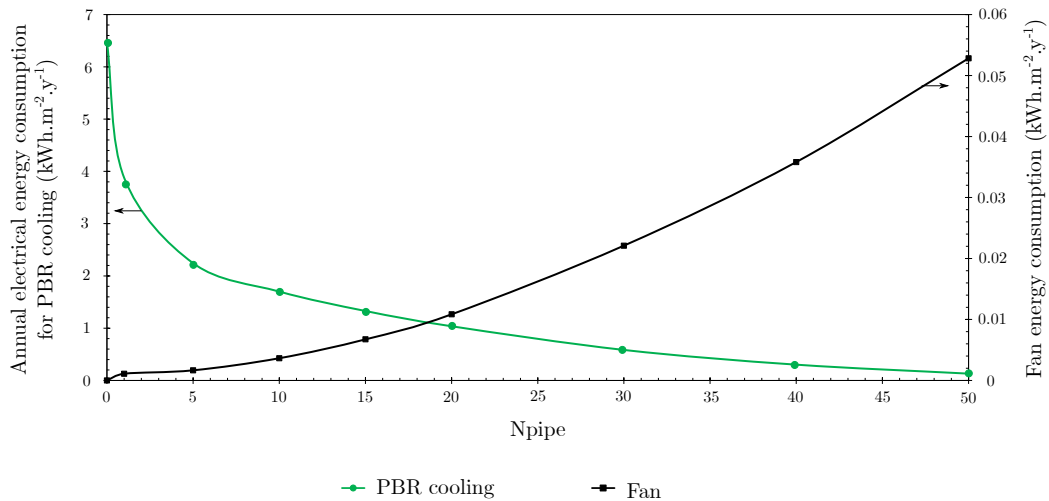


Figure 19: Annual electric energy consumption for PBR cooling (green circle) and annual electric energy consumption of the fan for forced ventilation (black square)

Figure 19 represents the annual electrical energy consumption for PBR cooling and the use of

the fan according to the number of GHE pipes. The results show that the more pipes there are, the more the electrical energy consumption to cool the PBR decreases. This is due to the fact that by increasing the number of pipes, we increase the cross-sectional area, which increases the air velocity in the corridor (Figure 20). However, Figure 19 also reveals that by increasing the number of pipes, the electrical energy consumption for the fan increases. Hence, the optimal number of pipes corresponds to the case where the reduction of the PBR cooling consumption is the greatest and does not exceed the power consumption of the fan.

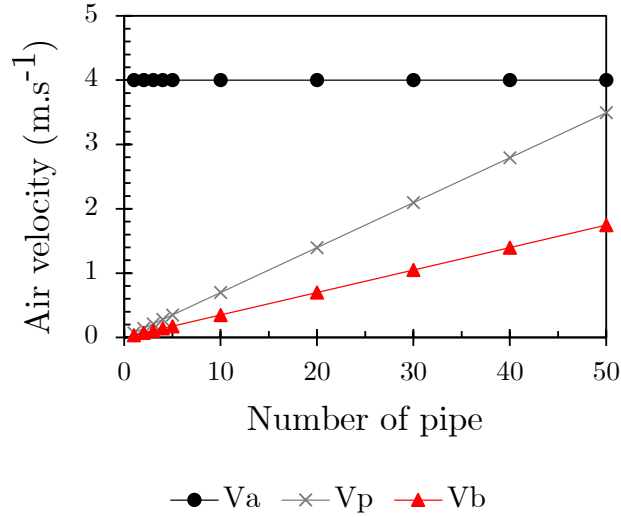


Figure 20: Air velocity at the entrance of the ACC (V_a , black circle), at the output of the GHE pipes (V_p , grey cross) and in the ACC (V_b , red triangle) according to the number of pipes

Finally, in conclusion to this parametric analysis, the operating parameters chosen for the energy study are presented in Table 11.

Table 11: Optimal parameters thanks to the parametric analysis

Inside diameter of the pipe (r_1)	0.17	m
Lenght of the pipe (L)	40	m
Depth of the pipe (De)	5	m
Air velocity at the entrance of the GHE (V_a)	4	m s ⁻¹
Number of pipe (N_{pipe})	40	-

3.3.2 Energy analysis for GHE

The energy analysis aims to compare the global energy consumption related to PBR thermal regulation (*i.e.* cooling and heating) when the ACC is supplied with outside air at ambient temperature to ACC supplied with air previously cooled by passing through the GHE.

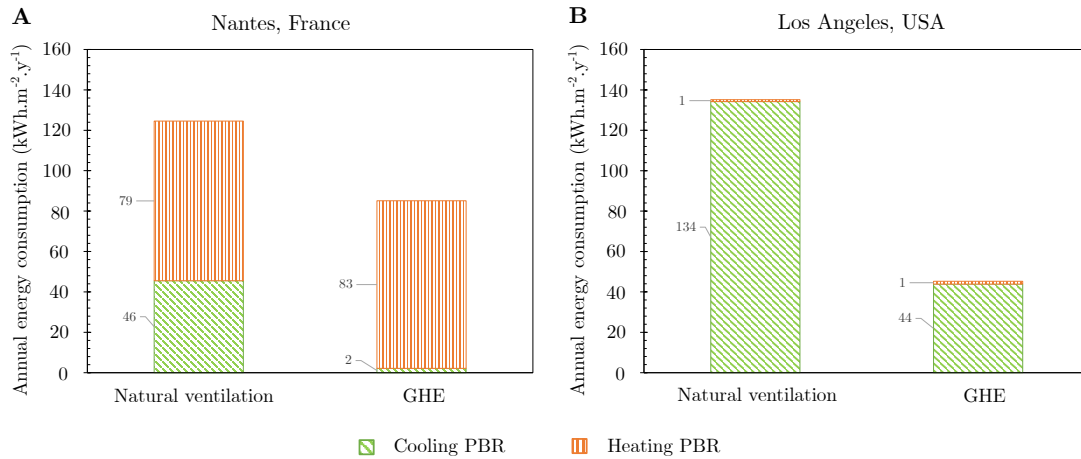


Figure 21: Annual thermal energy consumption for PBR thermal regulation (*i.e.* cooling and heating) operated with natural ventilation with outside air at ambient temperature (natural ventilation) and with a Ground Heat Exchanger (GHE) in A) Nantes (France) and B) Los Angeles (USA)

Figure 21 shows that the GHE reduces by 96% and by 67% the PBR cooling demand in Nantes and in Los Angeles respectively, whereas it increases by 5% PBR heating demand in Nantes. The overall annual energy consumption for PBR thermal regulation is therefore lower with GHE than without. Figure 22 details temperature profiles during the hottest day of the year in Nantes (Figure 22 A) and in Los Angeles (Figure 22 B).

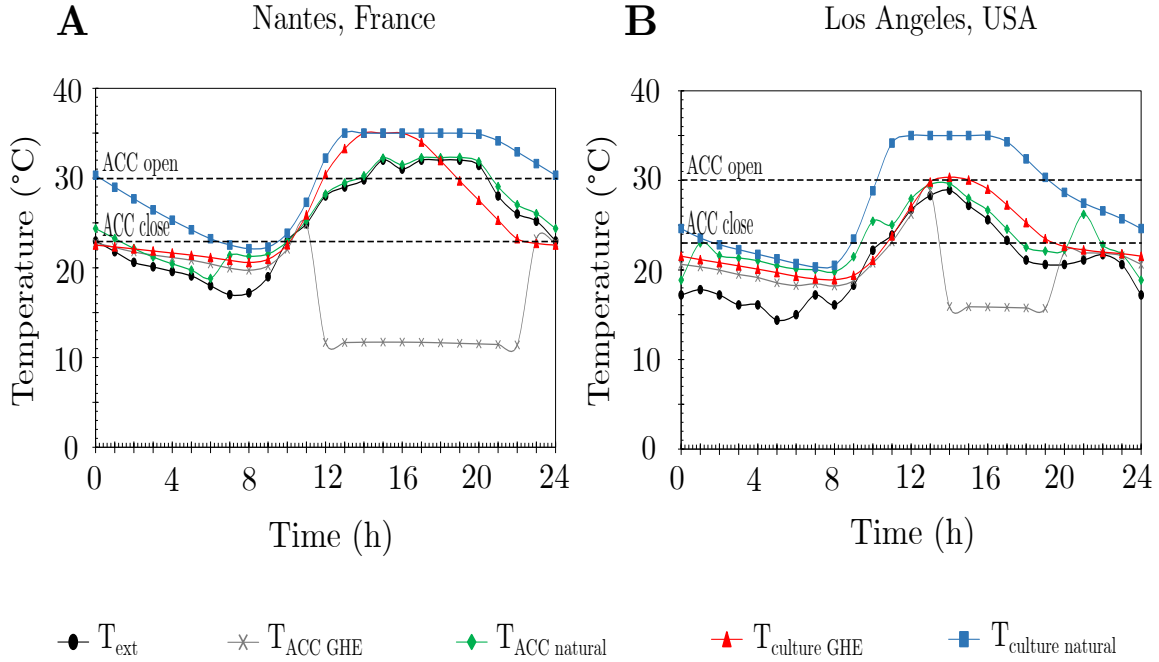


Figure 22: Outdoor (black round), ACC and culture medium temperatures during the warmer day of the year in A) Nantes and B) Los Angeles, for a microalgae biofaçade operated with a GHE (grey cross and red triangle) and with onatural ventilation with outside air at ambient temperature (green diamond and blue square)

Results show that ACC and culture medium temperatures are lower with the GHE than when using outside air as input of the ACC in Nantes and in Los Angeles. For the hottest day of the year, the culture medium temperature doesn't reach the set-point for PBR cooling (*i.e.* 35°C) in Los Angeles and for a shorter period of time in Nantes, when using GHE than when using outside air at ambient temperature. This result explains why the energy consumption for PBR cooling decreases with the use of a GHE (Figure 21). This decrease is therefore related to the increase in the cooling capacity of the ACC (Table 12).

Table 12: Thermal energy saved thanks to the ACC for a system operated in natural ventilation with outside air (first row) and with Ground Heat Exchanger (second row), in Nantes (first column) and in Los Angeles (second column)

Thermal energy savings ($kWh.m^{-2}.y^{-1}$)	Nantes, France	Los Angeles, USA
Natural ventilation	11.32	17.52
Ground Heat Exchanger (GHE)	16.99	26.04

Table 12 reveals that the GHE increased the thermal energy saving potential of the ACC by 50% and by 88% in Nantes and in Los Angeles respectively compared when using natural ventilation with the outside air at ambient temperature.

Finally, Table 13 presents the electrical energy consumption related to PBR thermal control and the operation of the fan to ensure the forced ventilation in the GHE.

Table 13: Annual electrical energy consumption for PBR thermal regulation and fan for forced ventilation with a Ground Heat Exchanger (GHE) compared to natural ventilation

Annual electrical energy consumption ($kWh.m^{-2}.y^{-1}$)	Nantes, France		Los Angeles, USA	
	Natural ventilation	GHE	Natural ventilation	GHE
PBR heating	14	15	0	0
PBR cooling	6	0	19	6
Fan for forced ventilation	-	0.02	-	0.04
Total	20	15.02	19	6.04

Results highlight that for both location, the GHE significantly reduces the electrical energy consumption for PBR cooling. The electrical energy consumption to operate the fan is low since slow air velocity is more efficient in a GHE . The global consumption of the system (i.e. electrical energy consumption for PBR thermal regulation and fan) is therefore reduced by 25% and 68% in Nantes and Los Angeles respectively. The GHE is therefore an efficient to reduce overall energy consumption of the microalgae biofaçade.

4 Conclusion and prospects

This study evaluated the performance of three different engineering solutions: low-e coated double glazing, forced ventilation in the Air Cooling Channel (ACC) and Ground Heat Exchanger (GHE) to supply air in the ACC.

Low-e coated glass reveals the more efficient passive cooling solution among the three solution tested. The overall comparison revealed that low-e coating reduces PBR electrical energy by 42% to 95% for Nantes and Los Angeles respectively.

The energy analysis on forced ventilation revealed that this solution reduces energy consumption for PBR cooling but increases energy consumption for PBR heating while consuming energy for fan operation. Hence, the overall energy balance highlighted an increase by 24% to 45% of the energy consumption, depending on the location. Forced ventilation were then found to not be an adapted solution to reduce microalgae biofacade energy consumption.

Finally, energy analysis on Ground Heat Exchanger (GHE) revealed GHE reduces the energy consumption for PBR cooling and the fan consumes less energy than forced ventilation alone since with the GHE a lower air velocity is needed. Global electrical energy consumption of the PBRs were reduced by 25% to 68% according to the location. Note that the GHE has been sized with 40 pipes to achieve these efficiencies. It could therefore be interesting to evaluate this sizing in relation to the feasibility and to a techno-economic study.

In conclusion, the most efficient technology tested was the low-e coating. However, the impact of this solution on biomass productivity must be assessed since visible transmittance is decreased by about 25%.

The interest of using a system thermal model of a building equipped with a microalgae biofacade to size engineering solution was here proved of interest. This tool could therefore be used to test other engineering solutions for passive PBR cooling such as overhang for example. Indeed, overhang demonstrated good efficiency on building, Cho *et al.* (2014) as shown by [18] who quantified that horizontal overhangs can save up to 20% of building cooling energy demand.

5 Acknowledgements

This work was made possible thanks to the expertise of Pr Laurent Pilon, who hosted me in research group Mechanical and Aerospace Engineering at University California Los Angeles (UCLA).

6 Formatting and funding sources

Funding: this research was supported by the DISCUS project of the NExT Initiative (Nantes Excellence Trajectory) International Research Partnership.

References

- [1] Amos Richmond, *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*, John Wiley & Sons, Apr. 2008.
- [2] Jeroen H. de Vree, Rouke Bosma, Marcel Janssen, Maria J. Barbosa, and René H. Wijffels, “Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors”, *Biotechnology for Biofuels*, vol. 8, no. 1, pp. 215, Dec. 2015.
- [3] Emeka G. Nwoba, David A. Parlevliet, Damian W. Laird, Kamal Alameh, and Navid R. Moheimani, “Pilot-scale self-cooling microalgal closed photobioreactor for biomass production and electricity generation”, *Algal Research*, vol. 45, pp. 101731, Jan. 2020.
- [4] E. Todisco, J. Louveau, C. Thobie, E. Dechandol, L. Hervé, M. Titica, and J. Pruvost, “A dynamic model for temperature prediction in a façade-integrated photobioreactor”, *Chemical Engineering Research and Design*, Mar. 2022.
- [5] Michael A. Borowitzka, “Commercial production of microalgae: Ponds, tanks, and fermenters”, in *Progress in Industrial Microbiology*, R. Osinga, J. Tramper, J. G. Burgess, and R. H. Wijffels, Eds., vol. 35 of *Marine Bioprocess Engineering*, pp. 313–321. Elsevier, Jan. 1999.

- [6] Emeka G. Nwoba, David A. Parlevliet, Damian W. Laird, Kamal Alameh, and Navid R. Moheimani, “Light management technologies for increasing algal photobioreactor efficiency”, *Algal Research*, vol. 39, pp. 101433, May 2019.
- [7] Flora Girard, Cyril Toublanc, Yves Andres, Emmanuel Dechandol, and Jeremy Pruvost, “System modeling of the thermal behavior of a building equipped with facade-integrated photobioreactors: Validation and comparative analysis”, *Energy and Buildings*, p. 113147, May 2023.
- [8] V. Goetz, F. Le Borgne, J. Pruvost, G. Plantard, and J. Legrand, “A generic temperature model for solar photobioreactors”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 175, pp. 443–449, Nov. 2011.
- [9] J. Pruvost, B. Le Gouic, O. Lepine, J. Legrand, and F. Le Borgne, “Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: Biomass production modelling and energetic analysis”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 284, pp. 850–861, Jan. 2016.
- [10] 9050 ISO, “Glass in building — Determination of light transmittance, solar direct transmittance, total solar energy transmittance, ultraviolet transmittance and related glazing factors”, 2003.
- [11] Santiago Riquelme, Nathan Mendes, and Luís Mauro Moura, “Validation and Application of a Numerical Code for Estimate Energy Performance of Complex Glazing Systems Based on Semi-transparent Organic Photovoltaics Elements”, in *Building Simulation 2019*, Rome, Italy, 2019.
- [12] Charlie Curcija, Simon Vidanovic, Robert Hart, Jacob Jonsson, and Robin Mitchell, “WINDOW Technical Documentation”, 2018.
- [13] Theodore Bergman and Adrienne Lavine, *Fundamentals of Heat and Mass Transfer*, Wiley, eighth edition, 2017.
- [14] AHSRAE, “Standard 120-2017: Method of Testing to Determine Flow Resistance of HVAC Ducts and Fittings”, 2017.

- [15] B Mebarki, B Draoui, S Abdessemed, A Keboucha, and S Drici, “Etude d’un système de climatisation intégrant un puits canadien dans les zones arides, cas de Béchar”, 2012.
- [16] G. Florides and S. Kalogirou, “Annual ground temperature measurements at various depths”, 2005.
- [17] Daniel Mann, Cindy Yeung, Roberto Habets, Zeger Vroon, and Pascal Buskens, “Comparative Building Energy Simulation Study of Static and Thermochromically Adaptive Energy-Efficient Glazing in Various Climate Regions”, *Energies*, vol. 13, no. 11, pp. 2842, Jan. 2020.
- [18] Jinkyun Cho, Changwoo Yoo, and Yundeok Kim, “Viability of exterior shading devices for high-rise residential buildings: Case study for cooling energy saving and economic feasibility analysis”, *Energy and Buildings*, vol. 82, pp. 771–785, Oct. 2014.

3.3 Conclusion et perspectives

Cette étude a montré l'intérêt de l'approche de modélisation système pour simuler différentes solutions techniques sur la thermique d'un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgue. Les résultats de l'analyse énergétique ont révélé que les trois solutions (revêtement faible émissivité, ventilation forcée et échangeur air-sol) testées indépendamment, permettent de diminuer les besoins en refroidissement du milieu de culture.

La solution la plus efficace est le revêtement faible émissivité qui permet de supprimer les besoins en refroidissement du milieu de culture en filtrant le rayonnement infrarouge qui est responsable de l'échauffement des PBRs. De plus, ce revêtement faible émissivité permet également de diminuer les besoins en chauffage du milieu de culture puisqu'il diminue les pertes de chaleur à travers le vitrage en diminuant le transfert radiatif vers l'extérieur. Toutefois les résultats de cette étude ont mis en évidence que ces revêtements ont l'inconvénient de diminuer d'environ 25% le rayonnement visible transmis. Cette partie du rayonnement solaire étant utilisé par les microalgues pour la photosynthèse, il serait donc intéressant de quantifier l'impact de ce revêtement faible émissivité sur la productivité en biomasse.

La solution la moins efficace est la ventilation forcée. Bien qu'elle permette de diminuer la demande en refroidissement des PBRs elle induit une consommation énergétique supplémentaire du même ordre de grandeur que l'énergie consommée pour le refroidissement avec l'échangeur à plaque. L'utilisation d'une ventilation forcée seule ne permet donc pas de diminuer la consommation énergétique globale du système. Par contre en couplant la ventilation forcée avec un système de géothermie cela permet de diminuer significativement les consommations énergétiques du système.

En effet, l'utilisation d'un échangeur air-sol permet de diminuer la température de l'air avant d'entrée dans l'ACC ce qui permet d'augmenter son pouvoir de refroidissement. Pour être efficace l'air doit circuler à faible vitesse dans les tuyaux de l'échangeur ce qui, contrairement à la ventilation forcée seule, n'induit pas de surconsommation pour le fonctionnement du ventilateur. De plus, les résultats de dimensionnement ont mis en évidence que plus le nombre de tuyaux enterrés est important plus la consommation énergétique liée au refroidissement des PBRs diminue. En effet, en multipliant le nombre de tuyaux cela permet d'augmenter la section de sortie de l'échangeur et donc d'augmenter la vitesse de l'air circulant dans l'ACC. Cette étude a été réalisée pour 40 tuyaux enterrés mais il serait intéressant de prendre en compte des critères de faisabilité et des critères

technoéconomiques pour dimensionner cette installation.

Ce modèle thermique bâtiment-biofaçade est donc un outil d'aide à la décision intéressant qui peut être exploité pour évaluer les performances d'autres solutions d'ingénierie tel que la géométrie des photobioréacteurs (tubulaire, capillaire etc.), intégrer des panneaux photovoltaïques semi-transparent, des fenêtres à débordement etc. Toutefois, il est important de noter que ces résultats de simulation sont des résultats théoriques qu'il pourrait être intéressant de valider expérimentalement.

BIBLIOGRAPHIE

- Mangi, K. H. et al. (2021), « Passive Thermal Regulation Approach for Algofilm © Photobioreactor through Phase Change », in : *Chemical Engineering Research and Design* 168, DOI : 10.1016/j.cherd.2021.02.013.
- Nwoba, E. G. et al. (2019a), « Can Solar Control Infrared Blocking Films Be Used to Replace Evaporative Cooling for Growth of Nannochloropsis Sp. in Plate Photobioreactors ? », in : *Algal Research* 39, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101441.
- Nwoba, E. G. et al. (2019b), « Light Management Technologies for Increasing Algal Photobioreactor Efficiency », in : *Algal Research* 39, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101433.
- Nwoba, E. G. et al. (2020a), « Energy Efficiency Analysis of Outdoor Standalone Photovoltaic-Powered Photobioreactors Coproducing Lipid-Rich Algal Biomass and Electricity », in : *Applied Energy* 275, DOI : 10.1016/j.apenergy.2020.115403.
- Nwoba, E. G. et al. (2020b), « Pilot-Scale Self-Cooling Microalgal Closed Photobioreactor for Biomass Production and Electricity Generation », in : *Algal Research* 45, DOI : 10.1016/j.algal.2019.101731.
- Pruvost, J. et al. (2019), « Thermal Modeling and Optimization of Microalgal Biomass Production in the Harsh Desert Conditions of State of Qatar », in : *Algal Research* 38, DOI : 10.1016/j.algal.2018.12.006.
- Salvucci, M. E. et S. J. Crafts-Brandner (2004), « Relationship between the Heat Tolerance of Photosynthesis and the Thermal Stability of Rubisco Activase in Plants from Contrasting Thermal Environments », in : *Plant Physiology* 134.4, DOI : 10.1104/pp.103.038323.
- Vadiveloo, A. et al. (2015), « Effect of Different Light Spectra on the Growth and Productivity of Acclimated Nannochloropsis Sp. (Eustigmatophyceae) », in : *Algal Research* 8, DOI : 10.1016/j.algal.2015.02.001.

MODÈLE DE RECYCLAGE DES EAUX JAUNES (URINE) DU BÂTIMENT COMME SOURCE DE NUTRIMENTS POUR LA CULTURE DE MICROALGUE EN FAÇADE

4.1 Introduction

Les nutriments principaux pour la culture de microalgues sont l'azote, le phosphate et le carbone inorganique. Dans la nature, l'azote est disponible sous plusieurs formes (ammonium NH_4^+ , ammoniac NH_3 , nitrate NO_3^- , nitrite NO_2^-) caractéristiques du cycle de l'azote. Le phosphate quand à lui provient naturellement de l'érosion des roches, décompositions des déchets et sédimentation. Mais du fait de l'activité humaine (notamment du fait de l'utilisation intensive d'engrais) les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore sont perturbés. La perturbations de ces cycles provoque de lourd dommage environnementaux (anoxie des océans, eutrophisations des eaux douces continentales, prolifération d'algues vertes etc.) (Steffen et al. 2015).

Pour le phosphate un second enjeux relatif à l'appauvrissement de cette ressource est également discuté. En effet le phosphate est une ressource non renouvelable extraites des mines de phosphore qui s'appauvrissent dangeureusement. L'épuisement de cette ressource est liée à la surexploitation de ces mines pour répondre à la demande croissante de l'industrie chimique pour la production d'engrais, et également au procédé linéaire d'utilisation de cette ressource (extraction, utilisation, déchet) alors qu'il faudrait plutot envisager un processus circulaire basé sur le cycle naturel de production du phsophore. Sans amélioration des usages, l'épuisement de cette ressource est prédite pour 2100 (Bakan et al. 2022).

Ainsi, pour répondre à ces enjeux environnementaux, il est de plus en plus envisagé

qu'une partie de ces nutriments soit recyclée à partir de nos eaux usées au niveau des stations d'épuration.

4.1.1 Processus de traitement des eaux usées et recyclages des nutriments

Les stations d'épuration recyclent principalement l'azote, le phosphore et la matière organique à l'aide de procédés chimiques, physiques ou biologiques. Par exemple, pour la récupération de l'azote et du phosphore, un des procédés le plus répandu est la récupération sous forme de struvite par précipitation (Guerra-Rodríguez et al. 2020).

Toutefois ces procédés de recyclage des nutriments dans nos eaux usées sont limités par la méthode de collecte qui mélange les différents types d'eaux usées (les eaux de pluie, les eaux industrielles et les eaux domestiques composées des eaux grises et des eaux noires). En mélangeant toutes ces eaux usées, cela induit la contamination par des polluants et la dilution des nutriments d'intérêt tel que l'azote et le phosphore (Amoatey et Bani 2011). Un des enjeux de nos stations d'épuration est donc d'optimiser le procédé global de traitement de nos eaux usées pour devenir des usines de production de produits à valeurs ajoutées tels que de l'énergie (hydrogène, biodiesel, bioéthanol etc.), des biopolymères, de la biomasse etc. (Leong et al. 2021 ; Puyol et al. 2017 ; Vea et al. 2018).

Les nouvelles stations de traitement des eaux usées domestiques visent à être neutre en énergie et récupérer le plus de nutriments possible, notamment l'azote et le phosphore. De nouvelles approches visent à remplacer les stations de traitements des usées centralisées par de plus petites stations spécialisées en fonction du type de déchets produits. On parle alors de micro-bioéconomie circulaire à l'échelle de l'usine ou du quartier par exemple (Bakan et al. 2022). En séparant les effluents à la source cela facilite également le recyclage des nutriments d'intérêt (Batstone et al. 2015 ; Verstraete et al. 2009). Par exemple, les urines pourraient être valorisées en engrais du fait de leur forte concentration en azote et phosphore, les eaux noires pourraient être valorisées pour la production d'énergie du fait de leur forte concentration en matières organiques (50%) et les eaux grises pourraient être réutilisées comme eaux non potables (Besson et al. 2021).

4.1.2 Séparation sélective des urines

Les urines représentent respectivement 85% et 55% de l'azote et du phosphore des eaux usées totales (Lahr et al. 2016). En les séparant à la source, cela permettrait donc de

diminuer la consommation énergétique liée à la récupération de ces nutriments d'intérêt (*i.e.* récupération plus facile) et liée à l'aération des bassins de traitement (*i.e.* diminution de la surcharge du procédé de traitement) (Bisinella de Faria et al. 2015).

Le concept de séparation des urines à la source est étudié depuis les années 90 (Larsen et al. 2021). Les suédois ont été les premiers à mettre en place la collecte sélective des urines en Europe à l'échelle de villages. Aujourd'hui la séparation sélective des urines est utilisée à travers le monde (Allemagne, Suisse, Japon, Chine, Burkina Faso etc.) mais de manière marginale. En Allemagne par exemple, un bâtiment de bureau a été équipé avec des toilettes à séparations d'urine dans le but de valoriser ces urines en fertilisants pour l'agriculture (Blume et Winker 2011). En Suisse la bibliothèque du canton de Liestal est équipée de toilettes NoMix (Larsen et Lienert 2007). L'urine récoltée est traitée par électrodialyse et ozonation par le procédé Vuna développé par Eawag pour produire un engrais stable et hygiénisé, appelé Aurin.

4.1.3 Production de microalgues avec des effluents comme source de nutriments

La production industrielle de microalgues ne fait pas exception à la règle, elle utilise également des nutriments synthétiques. Pour limiter l'impact environnemental de cette production (Duran Quintero et al. 2021 ; Pérez-López et al. 2017 ; Usher et al. 2014) de nombreuses recherches sont faites sur le recyclage d'effluents comme source de nutriments pour la production de microalgues. Des études ont montré la possibilité de cultiver des microalgues en utilisant des eaux usées domestiques (Acién et al. 2016 ; Gentili et Fick 2017 ; Hom-Diaz et al. 2017), des effluents d'industries laitières (Hena et al. 2018 ; Labbé et al. 2017), de porcheries (Nwoba et al. 2016 ; Zheng et al. 2019), de brasseries (Ferreira et al. 2017) et de l'urine (Tuantet et al. 2013, 2014 ; Yang et al. 2008) etc.

Ce chapitre s'intéresse plus particulièrement à l'utilisation des urines comme source d'azote et de phosphore pour la culture de microalgue en façade de bâtiment. Un modèle de ce procédé a été développé. Les résultats de simulation sont présentés sous forme d'une pré-publication qui fera l'objet d'une soumission dans un journal à comité de relecture.

4.2 Publication

System modeling of nitrogen and phosphorus recovery from yellow water for microalgae culture on building facade

Flora GIRARD¹, Cyril TOUBLANC¹, Yves ANDRES¹, Nathalie GARREC², and Jeremy PRUVOST^{1*}

¹Nantes University, Oniris, IMT Atlantique, CNRS, GEPEA, UMR 6144, F-44600 Saint-Nazaire, France

²CSTB Nantes, France

*Corresponding author: jeremy.pruvost@univ-nantes.fr

November 16, 2022

Abstract

One ambition of microalgae biofacade concept is to help developing sustainable buildings by implementing exchanges of matter and energy between the building and the microalgae culture system installed on the façade. The current study focuses on evaluating the potential of recycling yellow water (*i.e.* source separated urine) as nitrogen and phosphorus resources for microalgae culture. Only one part of the biofacade is dedicated to urine treatment (*i.e.* part of the PBRs are fed with urine) while the other PBRs are fed with synthetic nutrients in order to limit the impact on total biomass productivity. This chemical loop is indeed of interest to reduce the environmental impact of both microalgae culture process by reducing the use of ammonium and phosphate salts, and the building itself by the valorization of urine before its release as wastewater for further treatment.

However, evaluating and moreover, optimizing such process is not straight forward because of the strong relation between algae growth, nutrient and light availability and purification efficiency. The objective of this study is to find through simulation the optimal operating parameters of the system (yellow water dilution rate : dWW, and retention time : HRT) to maximize the ratio of biofacade fed with urine, the purification efficiency and the biomass productivity, considering dynamic of relevant parameters such as day-night cycles and urine production profile. Results revealed that high nitrogen and phosphorus purification efficiency

with high biomass productivity can be reached by biofacade accurate sizing and by adapting the operating parameters (dWW and HRT) according to building location and season.

Keywords: Circularity; Microalgae; Biofacade; Yellow water

Nomenclature

Abbreviations

CSTR Continuous Stirred Tank Reactor

DW Dry Weight

dWW Dilution rate of yellow water (-)

GWP Global Warming Potential

HRT Hydraulic Retention Time (day)

N Nitrogen

P Phosphorus

PBR Photobioreactor

PFD Photon Flux Density ($\mu\text{mol}_{hv} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)

q Hemispherical incident light flux density ($\mu\text{mol}_{hv} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)

RTE Radiative Transfer Equation

TU Total Urine stream

TWW Total Wastewater stream

USC Urine Stored and Collected stream

WW wastewater

Symbols

%I Purification efficiency of nutrient I (%)

α Linear scattering modulus (-)

α_{light} Specific illuminated surface (m^{-1})

$\bar{\mu}$	Microalgae averaged growth rate (h^{-1})
$\bar{\Phi}_{O_2}^J$	Mole quantum yield of oxygen for the Z-scheme of photosynthesis ($mol_{O_2} \cdot mol_{hv}^{-1}$)
\bar{A}_{abs}	Averaged spectral mass absorption ($m^2 \cdot kg^{-1}$)
\bar{J}_{O_2}	Average specific rate of oxygen production/consumption ($mol_{O_2} \cdot kg_x^{-1} \cdot s^{-1}$)
\bar{S}_{sca}	Averaged spectral mass scattering ($m^2 \cdot kg^{-1}$)
β	Stoichiometric coefficient
δ	Extinction coefficient (m^{-1})
\mathcal{A}	Local Rate Photon Absorption (LRPA in $\mu mol_{hv} \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$)
$\nu_{NADH_2-O_2}$	Oxygen consumption by stoichiometric coefficient of cofactor regeneration on the respiratory chain
ν_{O_2-x}	Stoichiometric coefficient of oxygen production
ρ_M	Maximum energy yield for photon conversion
J_{NADH_2}	Specific rate of cofactor regeneration on the respiratory chain ($mol_{NADH_2} \cdot kg_x^{-1} \cdot s^{-1}$)
$J_{O_2}(z)$	Local specific rate of O_2 production/consumption ($mol_{O_2} \cdot kg_x^{-1} \cdot s^{-1}$)
$Y_{i/x}$	Ratio of nutrient consumed over the quantity of biomass produced ($kg_i \cdot kg_x^{-1}$)
$yPBR_{WW}$	Ratio of PBRs fed with yellow water (%)
A	Area (m^2)
b	Backward scattering ratio
D	Photobioreactor dilution rate (h^{-1}), $D = \frac{1}{HRT}$
E	CO_2 emission of microalgae culture operated with synthetic ammonium and phosphate ($kg_{eq}CO_2$)

G(z)	Local fluence rate ($\mu\text{mol}_{hv} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
K	half saturation constant for photosynthesis ($\text{mol}_{hv} \cdot \text{kg}_x^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$)
K _r	half saturation constant for respiration ($\text{mol}_{hv} \cdot \text{kg}_x^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$)
K _N	half saturation constant for nitrogen ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)
K _P	half saturation constant for phosphorus ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)
L	Photobioreactor depth (m)
M	Molar mass ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)
M _x	C-molar mass of biomass ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)
P _S	Areal biomass productivity ($\text{kg}_x \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)
P _V	Volumetric biomass productivity ($\text{kg}_x \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)
P _{annual}	Annual biomass productivity ($\text{kg}_x \cdot \text{y}^{-1}$)
P _{max}	Maximal biomass productivity ($\text{kg}_x \cdot \text{d}^{-1}$)
P _{total}	Total biomass productivity (%)
Q	Flow ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$)
V _I	Volume (L)
X	Biomass concentration ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
z	Position in the photobioreactor (m)

Subscripts

O ₂	Oxygen
col	Colimated
dir	Direct

f	Final
h ν	Photons
I	Nutrient I
i	Initial
lim	Integrate the Monod equation to model the nutrient limitation
lim	microalgae growth according to nutrient concentration in the culture medium
N	Nitrogen
opt	Optimal value
P	Phosphorus
PBR	Photobioreactor
synthetic	Synthetic nutrient
WW	Wastewater
x	Biomass

Introduction

A microalgae biofacade consists of microalgae culture systems (photobioreactors) installed vertically on external building wall [1]. The interest in cultivating microalgae on building facades is to overcome some of the challenges faced by microalgae culture systems and buildings. Indeed, current photobioreactors (PBR) are expensive to construct and to operate, they compete with usable land and they use synthetic nutrients which are non renewable resources. In the other hand, the building sector is responsible for 30% of greenhouse gas emission in the world. The ambition with the microalgae biofacade is thus to connect the building and the microalgae metabolisms by setting up exchange loops between them (*i.e.* matter and energy exchanges).

A previous study revealed the interest of the microalgae biofacade to reduce thermal energy consumption of the building and the microalgae culture [2]. The present study will investigate the interest of using yellow water (*i.e.* source separated urine) as nitrogen and phosphorus resource for microalgae production. Indeed, nitrogen and phosphorus are major nutrients for microalgae culture. Currently these nutrients are usually provided to the culture as synthetic nutrients (ammonium sulfate salt and potassium phosphate salt for example) whereas they are naturally available in yellow water.

Urine contains urea which is hydrolyzed by urease enzyme into ammonium (NH_4^+) and bicarbonate (HCO_3^-), in the presence of two nickel ions (Equation 1). pH of fresh urine is ranging between 5.6 and 6.8 and bicarbonate production through urea hydrolysis induces pH elevation [3]. Ammonium is the acid form of the acid-base couple ammonium/ammonia. With the increase of the pH ammonium is therefore converted into ammonia which is a volatile compound. To use urine as a source of nitrogen for microalgae culture, it is therefore relevant to stabilize the pH of the yellow water to allow the conversion of urea into soluble ammonium (*i.e.* assimilable by microalgae). Note that these conditions of stabilization of yellow water are compatible with microalgae growth since optimal pH is between 5.5 and 8.



The interest of source separating urine in buildings is increasing. It allows decreasing nitrogen concentration that reaches wastewater treatment plant since yellow water represents 85% of the nitrogen in total waste water [4]. Treatment capacities of wastewater plant are indeed usually scaled according to nitrogen source. A high nitrogen concentration therefore leads to a high energy consumption for aeration of the ponds for biological treatment.

In addition, yellow water also contains 55% of the phosphorus of total waste water [4]. Because of this mix of yellow water with others building streams and to its partial treatment in waste water plants, it is found highly diluted when finally released in the environment making us dependent on mining (*i.e.* non renewable resource). Approximately 160 million tons of phosphorus are mined each year of which 90% are used for the production of fertilizer for agriculture [5].

All these considerations make of interest the concept of urine source separation to recycle its nutrients for different applications, ranging from plant fertilizer [6–10] to microalgae culture [11–15]. Further latter the biomass produced can then be used in many fields such as energy production, biofertilizers etc [16].

It has been experimentally demonstrated that the cultivation of microalgae using urine as a source of nitrogen and phosphorus is feasible [11, 12, 14]. Studies have shown that under the right cultivation conditions, biomass productivity is not affected by the use of urine as a nutrient source and that a nitrogen and phosphorus purification efficiency between 80% and 100% can be achieved [14].

Tuantet *et al.* (2019) investigated the optimization of using human urine as nitrogen and phosphorus source for microalgae production. They revealed that process performances depend on operating parameters and there is a trade-off to maximize biomass production and purification efficiency. The main operating parameters were urine dilution rate at the entrance of the PBR (dWW), Hydraulic Retention Time (HRT) and Photon Flux Density (PFD) provided to the culture. In the context of building integration of solar PBR, the PFD which has a global effect on algae growth and then, urine treatment, is dynamic. This leads then to a rather complex process which characterization and moreover, optimization is difficult.

The purpose is to investigate the potential of recycling yellow water as a nitrogen and phosphorus source for microalgae culture on a biofacade to develop sustainable buildings. The methodology consists in using a system model to quantify and size the chemical exchange loop between the building and the microalgae culture and measure the environmental benefit of such interaction. The model is also used to identify the optimal operating parameters (dWW and HRT) to operate a microalgae culture system with human urine as nitrogen and phosphorus sources in order to maximize both biomass productivity and yellow water purification efficiency through the use of microalgae biofacade concept.

1 Description of the model

This system model combines multiple existing models (Figure 1): a microalgae growth model developed by Pruvost *et al.* [17] and described in section 1.1, a model of microalgae nutrient consumption based on the work of Hadj-Romdhane *et al.* [18] and described in section 1.2 and the dynamic building yellow water production profile based on the work of Matar *et al.* [19] and described in section 1.3. The originality of this work lies in the combination of these models to describe the global system.

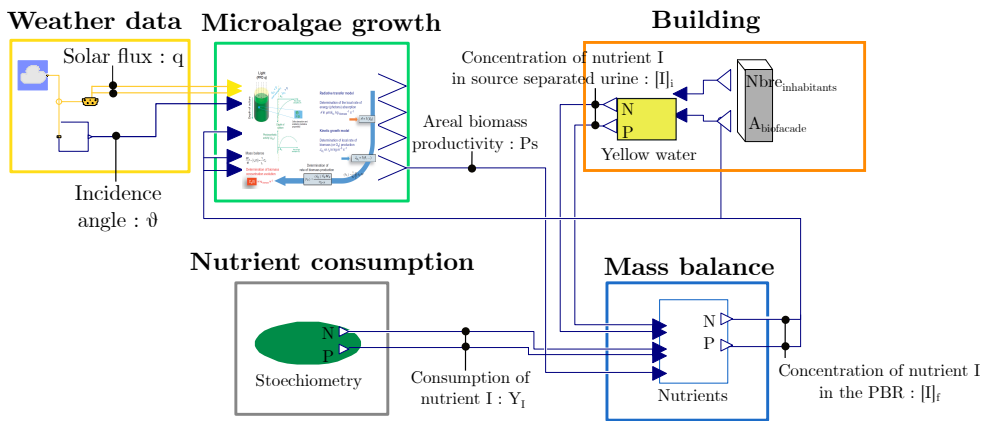


Figure 1: Screenshot of the system model on Dymola 2021

1.1 Microalgae growth model

Photosynthetic growth depends mainly on light and also on other parameters (such as pH, temperature, dissolved nutrient concentrations etc.). Here, the description of the microalgae growth model is divided into two sections. In the first section the model of microalgae growth under light-limiting conditions (*i.e.* the nutrient concentration in the culture medium is non limiting) is presented (Section 1.1.1). This model is then completed by the addition of a Monod type law to represent the limitation of microalgae growth by the nutrient concentration (nitrogen and phosphorus) in the culture medium (Section 1.1.2).

1.1.1 Light-limited growth

The microalgae growth according to light depends on the solar energy received on the surface of the photobioreactor (PBR). This is represented by the hemispherical incident light flux density (q) also called PFD. PFD depends on the solar light intensity, solar incident angle, location of the PBR and its design [20] (Figure 2). In this case we are considering the solar light intensity averaged on the entire solar spectrum (ranging from 400 to 700 nm) for direct and diffuse solar radiation (weather data from EnergyPlus [21]). The PBR considered is a biofacade PBR which corresponds to a south exposed vertical flat panel, 3.8 cm like the biofacade pilot located at the Algosolis facility in Saint-Nazaire (France) and named Symbio2BOX.

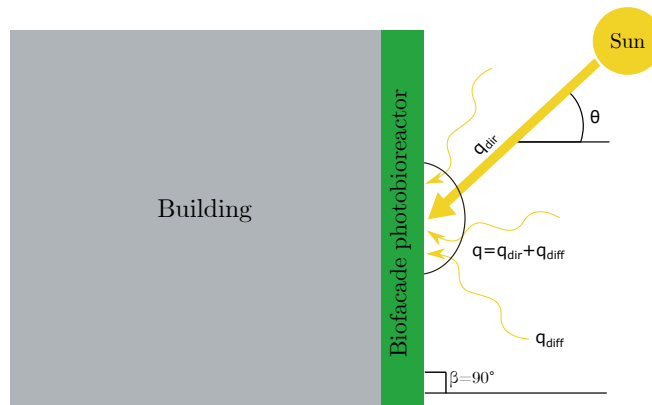


Figure 2: Sketch of the biofacade

In addition to the PFD it is essential to determine light attenuation profile into the reactor to couple the resulting fluent rate field (G) with photosynthetic conversion and microalgae biomass production [22].

The fluent rate G is calculated by setting the assumptions of a mono-dimensional light attenuation and light propagation according to z axis in two opposite directions (*i.e.* to consider the back scattered light). This simplified resolution of the RTE is called the two-flux method and is calculated for both collimated (*i.e.* light with parallel rays) and diffuse radiation (Equation 2 and Equation 5 respectively) [17, 20]. In this study, the spectrally averaged resolution of the two-flux model is considered which implies of using the spectrally averaged radiative properties of the microalgae (\bar{A}_{abs} , \bar{S}_{sca} , b given in Table 1 for *Chlorella vulgaris*) to calculate the extinction coefficients (Equation 3 and Equation 6) and the scattering modulus (Equation 4).

$$\frac{G_{col}}{q_{col}} = \frac{2}{\cos \theta} \frac{(1 + \alpha)e^{-\delta_{col}(z-L)} - (1 - \alpha)e^{\delta_{col}(z-L)}}{(1 + \alpha)^2 e^{\delta_{col}L} - (1 - \alpha)^2 e^{-\delta_{col}L}} \quad (2)$$

with G_{col} the colimated fluence rate, q_{col} the colimated light flux density, δ_{col} the the two-flux collimated extinction coefficient determined with Equation 3, α the linear scattering modulus determined with Equation 4, \bar{A}_{abs} and \bar{S}_{sca} the average spectral mass absorption and scattering coefficients for the cultivated photosynthetic microorganism respectively, b the backward scattering ratio [23] and X the biomass concentration in the PBR.

$$\delta_{col} = \frac{\alpha X}{\cos \theta} (\bar{A}_{abs} + 2b\bar{S}_{sca}) \quad (3)$$

$$\alpha = \sqrt{\frac{\bar{A}_{abs}}{\bar{A}_{abs} + 2b\bar{S}_{sca}}} \quad (4)$$

$$\frac{G_{dif}}{q_{dif}} = 4 \frac{(1 + \alpha)e^{[-\delta_{dif}(z-L)]} - (1 - \alpha)e^{[\delta_{dif}(z-L)]}}{(1 + \alpha)^2 e^{[\delta_{dif}L]} - (1 - \alpha)^2 e^{[-\delta_{dif}L]}} \quad (5)$$

with δ_{dif} the two-flux diffuse extinction coefficient determined with Equation 6.

$$\delta_{dif} = 2\alpha X(\bar{A}_{abs} + 2b\bar{S}_{sca}) \quad (6)$$

Table 1: Spectrally average radiative properties of *Chlorella vulgaris* with 5% pigment DW [24]

Spectrally averaged radiative properties	\bar{A}_{abs}	\bar{S}_{sca}	b
<i>Chlorella vulgaris</i> 5% pigment DW	238 $m^2.kg^{-1}$	2827.4 $m^2.kg^{-1}$	0.001883

Finally, the local fluent rate ($G(z)$) is given by summing (Equation 7) the collimated (Equation 2) and diffuse components (Equation 5).

$$G(z) = G_{col}(z) + G_{diff}(z) \quad (7)$$

with $G(z)$ the local fluent rate, $G_{col}(z)$ and $G_{diff}(z)$ the collimated and the diffuse fluent rate at position z in the PBR determined with Equation 2 and Equation 5 respectively.

The Local Rate Photon Absorption (LRPA, $\mathcal{A}(z)$) which represents the light absorbed by microalgae cells is there calculated with Equation 8.

$$\mathcal{A}(z) = \bar{A}_{abs}G(z) \quad (8)$$

with $\mathcal{A}(z)$ the LRPA, \bar{A}_{abs} the average spectral mass absorption coefficient given in Table 1 for *Chlorella vulgaris* and $G(z)$ the local fluent rate (Equation 7).

Then, the averaged specific growth rate of microalgae ($\bar{\mu}$) according to LRPA ($\mathcal{A}(z)$) [24, 25] is determined with :

$$\bar{\mu}_{light} = \frac{\bar{J}_{O_2}Mx}{\nu_{O_2-x}} \quad (9)$$

with Mx the C-molar mass in the biomass (given in Table 2), ν_{O_2-x} the stoichiometric coefficient of the oxygen production and \bar{J}_{O_2} the average specific rate of oxygen production over the depth of the PBR as calculated with Equation 10:

$$\bar{J}_{O_2} = \frac{1}{L} \int_0^L J_{O_2}(z) dz \quad (10)$$

with $J_{O_2}(z)$ the local specific rate of oxygen production or consumption by microalgae calculated with Equation 11, and L the photobioreactor depth.

$$J_{O_2}(z) = \rho_M \frac{K}{K + \mathcal{A}(z)} \Phi_{O_2}^- \mathcal{A}(z) - \frac{J_{NADH_2}}{\nu_{NADH_2-O_2}} \frac{Kr}{Kr + \mathcal{A}(z)} \quad (11)$$

with ρ_M is the maximum energy yield for photon conversion, $\Phi_{O_2}^-$ the mole quantum yield of oxygen production for the Z-scheme of photosynthesis, J_{NADH_2} the specific rate of cofactor regeneration on the respiratory chain, $\nu_{NADH_2-O_2}$ the oxygen consumption by stoichiometric coefficient of cofactor regeneration on the respiratory chain, K and Kr the half saturation constant for photosynthesis and for respiration respectively (Table 2).

Table 2: Kinetic growth parameters of *Chlorella vulgaris* (values corresponding to spectrally averaged radiative properties [24])

Mx	0.024	$kg.mol^{-1}$
Kr	150	$mol_{hv}.kg^{-1}.s^{-1}$
K	30 000	$mol_{hv}.kg^{-1}.s^{-1}$
ρ_m	0.8	-
ϕ_{O_2}	1.1E-7	$mol_{O_2}.mol_{hv}$
$J_{NADH_2-O_2}$	1.8E-3	$mol_{NADH_2}.kg_x^{-1}.s^{-1}$
$\nu_{NADH_2-O_2}$	2	-
ν_{O_2-X}	1.13	$mol_{O_2}.mol_{hv}^{-1}$

1.1.2 Nutrient limited growth

To represent the limitation of microalgae growth by nutrient concentration in the culture medium (N and P). A Monod type equation was applied:

$$\bar{\mu} = \bar{\mu}_{light} \frac{[N]}{K_N + [N]} \frac{[P]}{K_P + [P]} \quad (12)$$

with $\bar{\mu}$ the average growth rate according to light and nutrient concentrations in the culture medium (nitrogen and phosphorus), $\bar{\mu}_{light}$ the average growth rate according to light only as calculated with Equation 9, $[N]$ and $[P]$ the nitrogen and phosphorus concentration in the culture medium respec-

tively (a CSTR reactor is considered), and K_N and K_P corresponds to the half saturation constant for nitrogen equal to $1.75E^{-3} \text{ mol.L}^{-1}$ and phosphorus equal to $1.1E^{-4} \text{ mol.L}^{-1}$ respectively [26]. Then, the evolution of biomass concentration (X) according to time inside the PBR is calculated with a mass balance (Equation 13).

$$\frac{dX}{dt} = \bar{\mu}X - (DX) \quad (13)$$

with X the biomass concentration in the PBR, $\bar{\mu}_{light}$ the average growth rate of microalgae determined with Equation 9 and D the photobioreactor dilution rate determined with Equation 14.

$$D = \frac{1}{HRT} \quad (14)$$

with D and HRT the dilution rate and the Hydraulic Retention Time of the culture medium respectively.

Finally, the volumetric and areal biomass productivity are determined with Equation 15 and Equation 16 respectively.

$$P_v = DX \quad (15)$$

$$P_s = P_v a_{light} \quad (16)$$

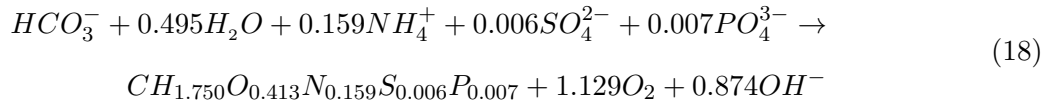
with P_v the volume biomass productivity, P_s the areal biomass productivity and a_{light} corresponds to the specific illuminated surface determined with Equation 17.

$$a_{light} = \frac{PBR_{area}}{PBR_{vol}} \quad (17)$$

with PBR_{area} the illuminated surface of the biofaçade and PBR_{vol} the corresponding culture volume.

1.2 Nutrient consumption model

The nutrient consumption rate of microalgae is stoichiometrically related to microalgae growth. The stoichiometric equation of *Chlorella vulgaris* was experimentally determined according to biomass composition [27] and is given in the Equation 18 [1]:



Hence, Hadj-Romdhan *et al.* (2012) [18] defines the equation to calculate the amount of nutrient needed to synthesize one kilogram of biomass:

$$Y_{I/x} = \beta_I \frac{M_I}{M_x} \quad (19)$$

with $Y_{I/x}$ the ratio of nutrient I consumed over the quantity of biomass produced, β_I the stoichiometric coefficient for nutrient I (as given in Equation 18), M_I the molar mass of the nutrient I considered and M_x the C-molar mass of the biomass considered constant for microalgae (given in Table 2).

Ammonium and phosphate consumptions obtained from Equation 18 and 19 are given in Table 3. Note that this study focuses on these nutrients only since there are predominant in yellow water. Bicarbonate and sulfate are considered to be supplied in synthetic forms and in excess by dissolved CO_2 and nutrient solution respectively.

Table 3: Quantity of nutrients consumed to produce one kilogram of *Chlorella vulgaris* biomass

Nutrients	β_i (-)	M_i (g mol ⁻¹)	$Y_{i/Cx}$ (kg _i .kg _x ⁻¹)
NH_4^+	0.159	18.01	0.119
PO_4^{3-}	0.007	94.97	0.028

1.3 Building yellow water production profile

The yellow water production of the building was established with the same approach as Matar *et al.* (2022) [19], using the phenomenological influent generator developed by Gernaey *et al.*

(2011) [28] and modified by Bisinella *et al.* (2020) [29] to include urine source separation.

Regarding the yellow water flow, the influent generator defines four streams: 1) the Total WasteWater stream (TWW) that corresponds to the waste water stream without any urine separation; 2) the Total Urine stream (TU) that represents all the urine produced; 3) the Urine Stored and Collected stream (USC) that simulates the source separated and collected urine according to retention time defined by the model user; and 4) the WasteWater stream (WW) that corresponds to the influent entering the wastewater treatment plant [29]. In this study only the urine (USC) flow and nutrient concentrations was considered.

The yellow water storage tank was determined by averaging the dynamic using flow on 7 days. Regarding the nutrient concentration of yellow water, the influent generator model with urine source separation assumed that the urine is collected and stored before transport or treatment (*i.e.* not for fresh urine treatment) and assumed that total nitrogen content of urine is ammonium nitrogen ($N - NH_4^+$) due to controlled hydrolysis during storage (Equation 1). In the other hand, the model assumed that total phosphorus content of urine is soluble phosphate (PO_4^{3-}) and disregards possible precipitation.

The average ammonium and phosphate concentration of stored yellow water considered are $[NH_4^+]=4.6 \text{ g L}^{-1}$ and $[PO_4^{3-}]=0.35 \text{ g L}^{-1}$ respectively.

2 Analysis methodology

2.1 Case study definition

A case study that simulates a 1 000 m² office building where are working about 100 people (AFNOR regulation NF X 35-102) and where all the yellow water is collected (*i.e.* retention=100%) without dilution with flush water (*i.e.* flush volume=0 L) is considered. At the scale of an office building, the weekly production of urine takes place over 5 days with 2 days without production corresponding to the weekend (Figure 3). The collected yellow water are stored (*i.e.* Urine Stored and Collected (USC)). This corresponds to a 7 days average yellow water production of about 34.70 L.d⁻¹.

Then USC supplies a 350 m² biofacade (*i.e.* $A_{biofacade} = 350 \text{ m}^2$) alternating PBRs and windows

(i.e. window:PBR ratio=1:1, $A_{PBR} = 175\text{m}^2$) and used yellow water as ammonium ($[NH_4^+]_i = 4.6 \text{ g L}^{-1}$) and phosphate ($[PO_4^{3-}]_i = 0.35 \text{ g L}^{-1}$) sources for the culture of *Chlorella vulgaris*.

Simulation were conducted for two different locations: Nantes (France) and Los Angeles (USA). These two locations were chosen for their different solar irradiance which is higher in Los Angeles (semi-arid climates) than in Nantes (oceanic climate). Note that higher solar irradiance is advantageous for microalgae biomass productivity.

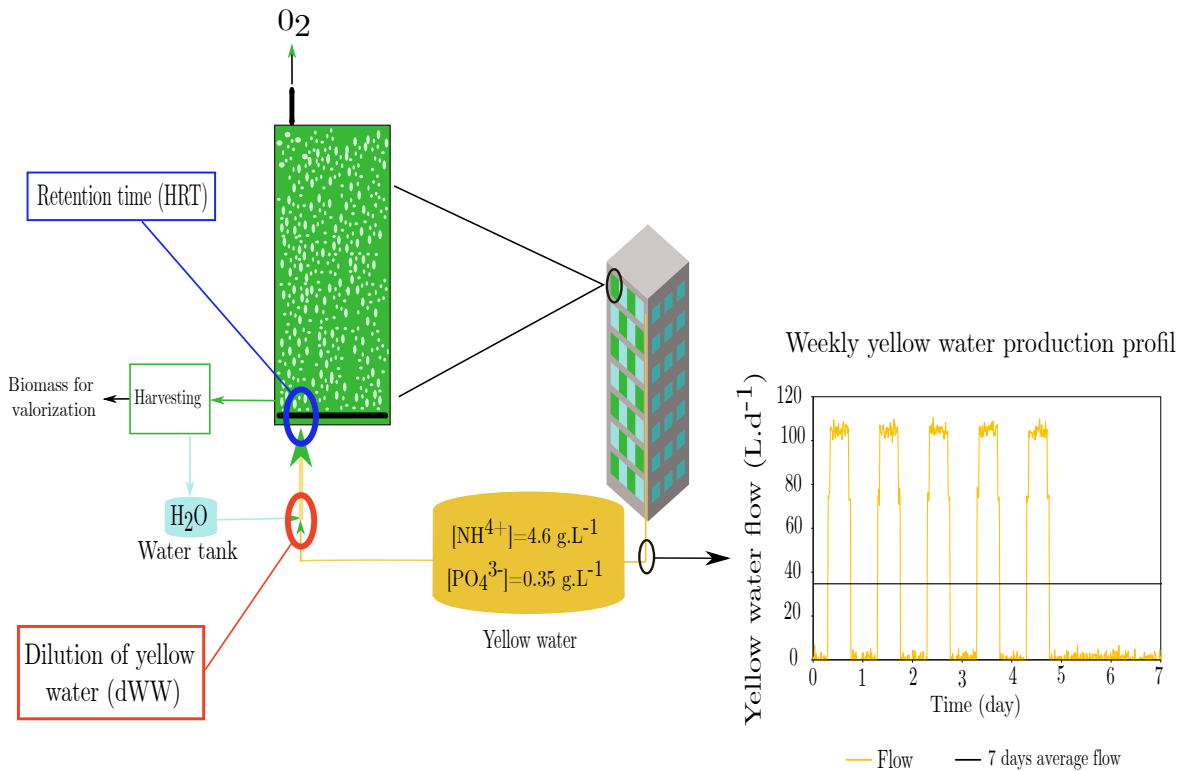


Figure 3: Schem of the process modeled

Simulations were conducted to find optimal operating parameters of the system (dWW and HRT) to maximize the ratio of biofacade fed with urine, the purification efficiency and the biomass productivity for a culture operated at constant light (section 3.1) and in solar condition (section 3.2). To find these optimum operating conditions an optimization algorithm, described in section 2.3, has been used.

2.2 Evaluation criteria

Simulations were evaluated through different criteria:

- The ratio of facade PBRs fed with urine as ammonium and phosphate sources (Equation 20) in regard to the total number of PBR. This ratio is investigated since urine production of the building is lower than microalgae needs in term of nitrogen and phosphorus quantities. For the PBRs that are not fed with urine, it is considered that they are fed with synthetic nutrients. Like this the biomass productivity is impacted (i.e. nutrient limited growth) on only one part of the biofacade dedicated to urine treatment.

$$yPBR_{WW} = \frac{N_{fedPBR}}{N_{totalPBR}} \quad (20)$$

with $yPBR_{WW}$ the ratio of facade PBRs fed with urine, N_{fedPBR} corresponding to the number of PBRs fed with urine (Equation 21) and $N_{totalPBR}$ is the total number of PBR on the south facade of the building according to building size and considering a 1:1 ratio of window and PBR on the facade, as illustrated with the example on Figure 4.

$$N_{fedPBR} = \frac{Q_{WW}.dWW.HRT}{Vl_{PBR}} \quad (21)$$

with N_{fedPBR} corresponding to the number of PBR fed with urine, Q_{WW} the USC flow and Vl_{PBR} the PBR volume.

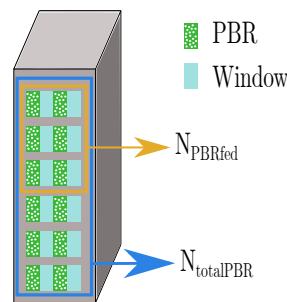


Figure 4: Illustration of the calculation of the ratio of facade PBRs fed with urine

- The purification efficiency of the urine which corresponds to the removal yield of ammonium and phosphate through microalgae consumption, as calculated with Equation 22:

$$y_I = \frac{[I]_i - [I]_f}{[I]_i} \quad (22)$$

with $[I]_i$ and $[I]_f$ corresponding respectively to the initial and final concentration of nutrient I in the culture medium in the feed and outflow respectively

$$\frac{d[I]_f}{dt} = \frac{dWW[I]_i}{HRT} - \frac{[I]_f}{HRT} - \frac{1000Y_{I/x}PvMx}{Mw_I} \quad (23)$$

with $Y_{I/x}$ the ratio of nutrient I consumed over the quantity of biomass produced determined with Equation 19, Pv the volumetric biomass productivity determined with Equation 15 and Mx and Mw_I the molar mass of biomass and nutrient I respectively.

The purification efficiency therefore depends on the urine dilution factor (dWW), the retention time in the PBR (HRT) and the consumption of the microalgae ($Y_{I/x}$).

- The areal biomass productivity being determined from the microalgae growth model (Equation 12), the total biomass productivity (P_{total}) is calculated according to the surface of PBR (Equation 24):

$$P_{total} = P_s A_{PBR} \quad (24)$$

with P_{total} the total biomass productivity of the biofacade, P_s is given by Equation 16 and A_{PBR} the area of PBR on the south facade of the building.

The maximal biomass productivity is evaluated with Equation 25.

$$P_{max} = \frac{P_v S}{P_v WW} \quad (25)$$

with P_{max} the maximal productivity that corresponds to the ratio of $P_v S$ and $P_v WW$ the volumetric biomass productivity for a culture operated with synthetic nutrient and urine

recycling respectively ;

- The environmental impact of the process is evaluated by calculating the annual CO_2 emission of microalgae culture operated with synthetic ammonium and phosphate (E). E is determined using biomass productivity and the Global Warming Potential (GWP) indicator for the market for the production of ammonium sulfate salt ($(NH_4)_2SO_4$) and potassium phosphate salt (K_2HPO_4) as given in EcoInvent 3.3 [30] (Equation 26).

$$E = \sum(Y_{I_{synthetic}}GWP_I) \quad (26)$$

with E the annual CO_2 emission of microalgae culture with synthetic ammonium and phosphate, $Y_{I_{synthetic}}$ the consumption of synthetic nutrient I determined with Equation 27 and GWP_I the GWP value given in EcoInvent according to the market for the production of the synthetic nutrient I considered.

$$Y_{I_{synthetic}} = Y_{I/x}P_A \quad (27)$$

with $Y_{I_{synthetic}}$ the consumption of synthetic nutrients, $Y_{i/x}$ the ratio of nutrient I consumed over the quantity of biomass produced (Equation 19 and Table 3) and P_{annual} the annual biomass productivity calculated with Equation 28.

$$P_{annual} = P_s(A_{PBR}(1 - yPBR_{WW}))365 \quad (28)$$

with P_{annual} the annual biomass productivity, P_s determined with Equation 16, A_{PBR} determined with Equation 20.

It is important to note that the environmental assessment only considered the CO_2 emission linked to synthetic ammonium and phosphate consumption for microalgae culture and is by no means a complete LCA analysis. Perez Lopez *et al.* [31] did the complete LCA analysis for *Nannochloropsis* culture in closed and open system culture. In this analysis they evaluated the environmental impact of the nutrients, the wastes, the energy and the materials on the

cleaning process, the cultivation steps, the infrastructures and the transport. In addition, they evaluated other criteria than the GWP by looking also at the Abiotic Depletion (AD), acidification (AP) Eutrophication (EP) etc. Regarding GWP indicator, they found that for *Nannochloropsis* production, a minimum value of $214 \text{ kgCO}_2\text{eq.kg}_x^{-1}$ was obtained. They found the thermal regulation of the culture medium to have the more impact on the GWP indicator value and that nutrient supply represents less than 1% of the GWP indicator for the overall process. Moreover, it is important to note that the value of GWP depends on calculation methodology and the process considered. It would change radically from one process to an other. For example, Duran-Quintero et al. [30] evaluated the GWP indicator of *Arthrospira platensis* cultivated in raceway ponds and they found a value between 30 and $15 \text{ kg}_{eq}\text{CO}_2.\text{kg}_x^{-1}$.

2.3 Description of the optimization algorithm

A multi-criteria optimization was performed to determine the optimal operating parameters (dWW and HRT) for microalgae culture systems. For this purpose the "Optimization" library of Dymola 2021 was used. The "Model Optimization" task of the library with the "Simplex Method" algorithm was used. This method corresponds to the downhill simplex method developed by Nadler and Mead that is useful when the function is not smooth or when accurate derivatives are difficult to determine numerically [32]. The parameters, criteria and optimization problem considered in this study are summarized in Table 4.

Table 4: Definition of the optimization problem

	Tuner parameters	Criteria	Value	Objective function
Definition	Parameter to be varied during the optimization process (input of the model)	Target of the optimization task (output of the model)	Theoretical value of the criteria	Objective function of the optimization task
Optimization task	$1 \leq dWW \leq 30$	Areal productivity ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	50	Minimize the difference with the theoretical value of the criteria
	$10h \leq HRT \leq 200h$	Purification efficiency (%)	90	
		Percentage of PBR fed with urine ($Y_{PBR_{WW}}$ in %)	100	

The objective of this multi-criteria optimization is to find the optimal operating parameters (dWW and HRT) to maximize biomass productivity, urine purification efficiency and the number of

PBRs supplied with yellow water. For that purpose, the optimization algorithm defines dWW_{opt} and HRT_{opt} when biomass productivity is the closest to $50 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (defined very large to maximize biomass productivity), the purification efficiency the closest to 90% and $y_{PBR_{WW}}$ the closest to 100% (to minimize the use of synthetic nutrients).

Results of this multi-criteria optimization at constant light and in solar condition are presented in Section 3.1 and Section 3.2 respectively.

3 Simulation results

3.1 Constant light

The case study described in Section 2, was firstly simulated for a biofaçade PBR operated at constant light ($q= 270 \mu\text{mole}_{hv}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) corresponding to the annual averaged light intensity in Nantes (France).

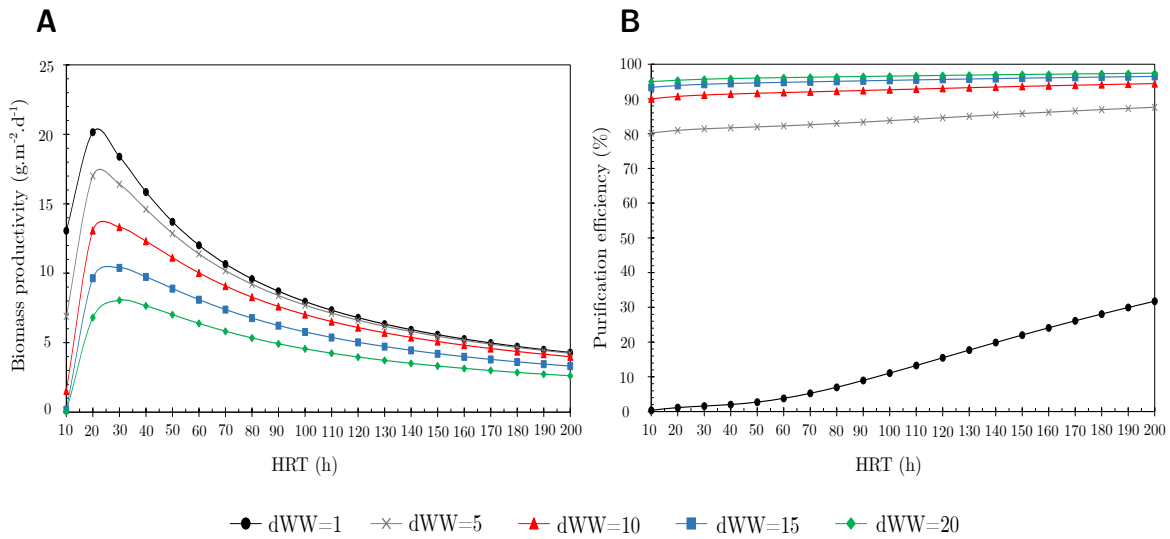


Figure 5: A) Biomass productivity and B) urine purification efficiency according to retention time (HRT) for different urine dilution rate: dWW=1 (black circle), dWW=5 (grey cross), dWW=10 (red triangle), dWW=15 (blue square) and dWW=20 (green diamond)

Figure 5 shows that the areal productivity increases with HRT until a maximal biomass productivity is reached where the retention time is optimal, and then the productivity decreases. This is

a well known effect of biomass concentration in the microalgae culture that influences light transfer in culture volume. Indeed, the longer the retention time, the higher the biomass concentration hence the larger light attenuation in the reactor. The optimal biomass concentration is reached when the PBR is illuminated on all its depth without dark volume (*i.e.* luminostat regime) which also corresponds to optimal retention time (HRT_{opt}) [25].

In addition to light, Figure 5A also shows the effect of nutrient growth limitation. Indeed, the more urine is diluted before entering the reactor (dWW), the lower the biomass productivity is, because of the concentrations of nitrogen and phosphorus in the culture medium which become too low to satisfy microalgae needs.

Figure 5B shows purification efficiency of the ammonium of urine (same profiles are observed for phosphate). Unlike biomass productivity, the more diluted the urine is entering the PBR, the greater the purification efficiency.

Hence, Figure 5 illustrates the trade-off between biomass productivity and purification efficiency of urine (%N and %P) when using urine as nitrogen and phosphorus resource for microalgae production. Indeed, the more the yellow water is diluted, the more the biomass productivity decreases (*i.e.* the nitrogen and phosphorus concentrations become limiting for the growth) and the more the purification efficiency increases. Such effect is well known in biological processes and was detailed for example by authors for CO_2 supply PBR in [33]. Moreover, the biomass productivity is also impacted by the retention time (HRT). This, therefore, justifies the use of a multicriteria optimization to find the optimal operating parameters (HRT and dWW) to maximize both urine purification and biomass productivity by using the optimization task presented in Section 2 (Table 4). The result of this optimization process is presented in Table 5.

This trade-off in urine treatment was also experimentally highlighted by Tuantet *et al.* [15] were they mentioned that to maximize purification of urine ($\simeq 100\%$) a high biomass concentration must be reached thank to a long HRT, but this also resulted in lower biomass productivity (*i.e.* large dark volume).

Table 5: Optimization result at constant light

		Culture with synthetic nutrients only	Culture with urine recycling	
$yPBR_{WW}$ (%)		-	55	
		Synthetic nutrients		urine
HRT_{opt} (h)		18		200
dWW_{opt} (-)		-		10
Ps ($g.m^{-2}.d^{-1}$)		21.13		3.96
P_{total} ($g.d^{-1}$)		3.68		1.65 0.38
				2.03
P_{max} (%)		100		91
Purification efficiency (%)	N	-		95
	P	-		98
E ($kg_{eq}CO_2$)		384		173

Table 5 presents the optimal parameters to operate the biofacade with synthetic nutrients (*i.e.* photolimited growth) and with urine as ammonium and phosphate source (here for constant light).

Synthetic nutrients condition corresponds to the maximal efficiency of the system. In this condition, the optimal retention time found to obtain maximal biomass productivity is $HRT_{opt} = 18h$. In this condition the theoretical biomass productivity is about $21 g.m^{-2}.d^{-1}$ leading to a total biomass productivity of $3.68 kg_x.d^{-1}$ (*i.e.* for the $350 m^2$ biofacade considered).

When using urine as nutrient source the optimal retention time increases to $HRT_{opt} = 200h$ and the optimal dilution factor of urine before entering the PBR is $dWW_{opt} = 10$. In this condition, 55% of the facade PBRs are fed with urine according to the volume produced by this building (*i.e.* the others PBRs would be fed with synthetic nutrients and operated at optimal parameter for photolimited growth) and 95% of the ammonium and 98% of the phosphate are recycled. Regarding biomass productivity, the total biomass productivity of the system (considering the part fed with urine and the part fed with synthetic nutrient) is about $2.03 kg_x.d^{-1}$. Hence, in this condition the productivity of the system is decreased by 40 % when compared to maximal performance allowed in non nutrient limited condition (*i.e.* light-limited growth only). Note however that CO_2 emission is halved because of the savings in synthetic nutrient needs.

3.2 Solar light

The case study described in Section 2, was extended for a biofacade operated under solar conditions. For this simulation, weather data of one summer and one winter day in Nantes (47.17° N, -1.60° W) and Los Angeles (34.07° N, 118.44° W) were used. The summer day chosen was June, 21 and the winter day was December, 21 that corresponds to the summer and winter solstice respectively. These days are chosen to evaluate the behavior of the system for the most extreme illumination cases in term of day length and light intensity. The total photon flux densities received on the surface of the biofacade are presented on Figure 6.

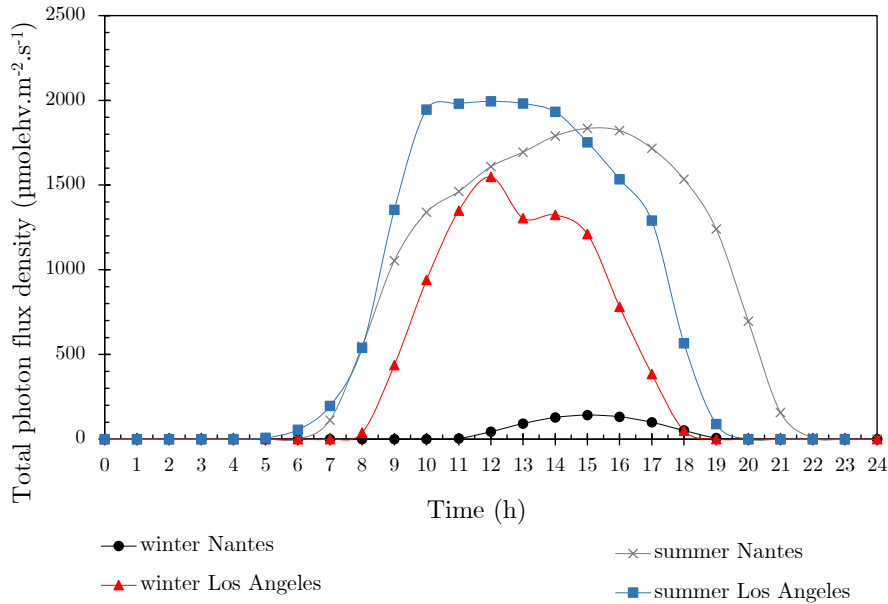


Figure 6: Time evolution of total photon flux density for a summer and a winter day in Nantes and Los Angeles

The same optimization process as described in Section 2 (Table 4) was used and optimization results are presented in Table 6 and Figure 7.

Table 6: Optimal parameters for a maximum biomass productivity and urine purification efficiency for a summer and a winter day in Nantes (France) and Los Angeles (USA)

Nantes (France)		Summer			Winter		
		Culture with synthetic nutrients only	Culture with yellow water recycling		Culture with synthetic nutrients only	Culture with yellow water recycling	
$yPBR_{WW}$ (%)		-	58		-	70	
		Synthetic nutrients		Yellow water	Synthetic nutrients		Yellow water
HRT_{opt} (h)		12		200	79		200
dWW_{opt} (-)		-		11	-		12
Ps ($g.m^{-2}.d^{-1}$)		20.05		3.18	2.26		1.15
P_{total} ($g.d^{-1}$)		3.51	1.47	0.32	0.4	0.12	0.14
			1.79			0.26	
P_{max} (%)		100		92	100		83
Purification efficiency (%)	N	-		94	-		93
	P	-		97	-		95
E ($kg_{eq}CO_2$)		366		153	41		19

Los Angeles (USA)		Summer			Winter		
		Culture with synthetic nutrients only	Culture with yellow water recycling		Culture with synthetic nutrients only	Culture with yellow water recycling	
$yPBR_{WW}$ (%)		-	53		-	56	
		Synthetic nutrients		Yellow water	Synthetic nutrients		Yellow water
HRT_{opt} (h)		17		82	40		200
dWW_{opt} (-)		-		25	-		10
Ps ($g.m^{-2}.d^{-1}$)		12.38		3.19	10.41		3.10
P_{total} ($g.d^{-1}$)		2.17	1.02	0.30	1.82	0.80	0.30
			1.32			1.10	
P_{max} (%)		100		52	100		83
Purification efficiency (%)	N	-		97	-		93
	P	-		98	-		96
E ($kg_{eq}CO_2$)		226		106	190		84

Table 6 shows the optimal HRT to operate the system with synthetic nutrients in Nantes is of 12h and 79h in summer and winter respectively, which lead to a theoretical biomass productivity of about $20 g_x.m^{-2}.d^{-1}$ and $2.26 g_x.m^{-2}.d^{-1}$ respectively.

When using urine as nutrient source, 58% and 70% of the biofacade can be fed with urine in summer and winter respectively. The optimal dilution factor of urine (dWW_{opt}) in Nantes is about

11 and the optimal retention time (HRT_{opt}) is 200h. In this condition the purification efficiency of urine is between 93% and 97% with a total biomass productivity of $1.79 kg_x.d^{-1}$ and $0.26 kg_x.d^{-1}$ in summer and winter respectively. This is half of the total biomass productivity expected if the system was operated with synthetic nutrients. It must be noticed that the biomass productivity in winter in France is very low. This is due to the low PFD and shorter days. Hence, to maintain high annual productivity it is usually recommended to do the maintenance of the system during winter season and cultivate microalgae during the rest of the year (*i.e.* 8 months from March to October for example) [30]. However in the case of the biofacade it could be interesting to continue to operate *i.e.* in order to at least recycle urine, which remains of interest to reduce the amount of nitrogen in wastewater treatment plants. Using urine as nitrogen and phosphorus resources also improves the environmental impact of microalgae culture by almost dividing by two the CO_2 emissions related to synthetic ammonium and phosphate use. Note that in addition, it is usually recommended to stop microalgae culture during winter in France because of the energy consumption to heat the culture medium. But with the biofacade this energy consumption item was found to be significantly reduced thanks to the inertia provided by the building [2].

In Los Angeles, the optimal parameters to operate the system with synthetic nutrients are 17h and 40h in summer and winter respectively which lead to a theoretical biomass productivity of $12.38 g_x.m^{-2}.d^{-1}$ and $10.41 g_x.m^{-2}.d^{-1}$ respectively.

With urine as nutrient source, the optimal retention $HRT_{opt} = 82h$ with $dWW_{opt} = 25$ in summer and $HRT_{opt} = 200h$ with $dWW_{opt} = 10$ in winter. In this condition, about 50% of the biofacade can be fed with urine with a purification efficiency between 93% and 98% and a total biomass productivity of more than $1 kg_x.d^{-1}$ all year long. In Los Angeles, the light intensity is almost the same in winter and in summer that is why the biomass productivity is not much affected by season. This is particularly helpful for the sizing of microalgae culture system and downstream facilities.

In addition, using urine as nitrogen and phosphorus resource for microalgae production in Los Angeles decreases biomass productivity by about 60% and decreases the CO_2 emission of the system by about 50%.

When comparing Nantes and Los Angeles, the biomass productivity, the purification efficiency and the environmental benefice were found higher in Los Angeles than in Nantes. This is due to higher solar light intensity all year long. However this study doesn't consider thermal regulation but it is important to note that higher solar light intensity will lead to higher temperature of the culture medium which would require higher energy consumption to cool the system. This result was further discussed in Girard *et al.* (2023).

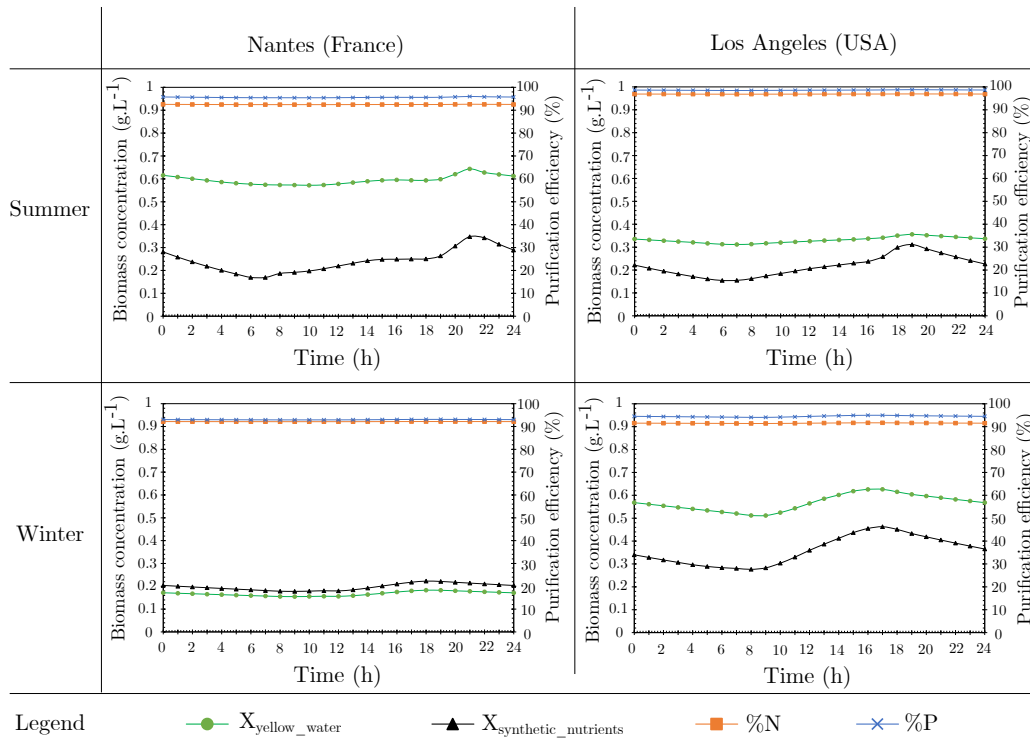


Figure 7: Daily biomass concentration of PBRs fed with urine (green circle) and with synthetic nutrients (black triangle), nitrogen (orange square) and phosphorus (blue cross) purification efficiency for summer (first row) and winter (second row) day in Nantes, France (first column) and Los Angeles, USA (second column)

To emphasize the dynamic of the process, Figure 7 represents the daily time evolution of biomass concentration and purification efficiency of urine according to time for system operating at dWW_{opt} and HRT_{opt} presented in Table 6, for Nantes (France) and Los Angeles (USA).

The results show that the biomass concentration evolves during the day because of the solar light intensity profile (Figure 2) whereas the purification efficiency is not affected by solar light intensity but only by operating parameters applied. Purification efficiency therefore depends mainly on urine dilution factor (dWW) and retention time in the PBR (HRT) (Equation 23) and less on microalgae consumption. This explains why purification efficiency is not affected during the night when the urine is continuously injected.

Furthermore, the results revealed that the optimal biomass concentration in Nantes is higher with the use of urine (green circle in Figure 7) than when the culture is operated with synthetic nutrient (black triangle in Figure 7) in summer whereas the concentration are about the same in winter. In Los Angeles, where the solar light intensity is about the same as summer in Nantes, the same result is observed. Indeed, as mentioned in Section 3.1 when biomass concentration is high the biomass productivity is affected because light transfer in the reactor is decreased but high biomass concentration is essential to increase purification efficiency as mentioned in Tuantet *et al.* (2019) [15].

4 Conclusion and perspectives

This study presented a system model of a building equipped with PBRs and fed with urine, as obtained from the combination of multiple robust models. This study demonstrated the use of this tool on a case study (*i.e.* 1 000 m² office building with a 350 m² biofacade) and for two climate types. The results showed that by using urine as a nutrient source for the microalgae culture more than 90% of the nitrogen and phosphorus are used by microalgae culture which reduces CO₂ emissions related to the use of synthetic nutrients to feed microalgae culture by more than 50%. However, biomass productivity was impacted. A decrease of about 50% of biomass productivity was evaluated when using urine as nitrogen and phosphorus source instead of only synthetic nutrients (optimal non limiting feeding).

Finally, this tool was used to determined the optimal operating parameter of the process according to building size and location, using a multi-criteria algorithm. Results revealed that the system model is an interesting tool for sizing and evaluating the efficiency of using urine as nitrogen and phosphorus source for microalgae solar culture on building facade.

A perspective is to add the use of building flue gas as inorganic carbon source for microalgae culture. This supplementary element in the model requires the addition of other equations in the mass balance (*i.e.* gas-liquid mass transfer [33]) and implies taking into account seasonal variations in the production of this effluent [34].

Acknowledgment

The work was supported by Green Building project (CNRS-CSTB) and the technical expertise of Laura HERVE, Jordan TALLEC and Benjamin LE GOUIC.

References

- [1] J. Pruvost, B. Le Gouic, O. Lepine, J. Legrand, and F. Le Borgne, “Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: Biomass production modelling and energetic analysis”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 284, pp. 850–861, Jan. 2016.
- [2] Flora Girard, Cyril Toublanc, Yves Andres, Jeremy Pruvost, and Emmanuel Dechandol, “System modeling of the thermal behaviour of a building equipped with facade-integrated photobioreactors: Validation and comparative analysis”, 2023.
- [3] Hannah Ray, Daniella Saetta, and Treavor H. Boyer, “Characterization of urea hydrolysis in fresh human urine and inhibition by chemical addition”, *Environmental Science: Water Research & Technology*, vol. 4, no. 1, pp. 87–98, Dec. 2017.
- [4] Rebecca H. Lahr, Heather E. Goetsch, Sarah J. Haig, Abraham Noe-Hays, Nancy G. Love, Diana S. Aga, Charles B. Bott, Betsy Foxman, Jose Jimenez, Ting Luo, Kim Nace, Kirtana Ramadugu, and Krista R. Wigginton, “Urine Bacterial Community Convergence through Fertilizer Production: Storage, Pasteurization, and Struvite Precipitation”, *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no. 21, pp. 11619–11626, Nov. 2016.
- [5] Geneviève Metson, Rimjhim Aggarwal, and Daniel L. Childers, “Efficiency Through Proximity”, *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, no. 6, pp. 914–927, 2012.

- [6] “Aurin Recycling Dünger – Vuna”, <https://vuna.ch/fr/aurin-recycling-dunger/>.
- [7] Madelyn Pandorf, George Hochmuth, and Treavor H. Boyer, “Human Urine as a Fertilizer in the Cultivation of Snap Beans (*Phaseolus vulgaris*) and Turnips (*Brassica rapa*)”, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, vol. 67, no. 1, pp. 50–62, Jan. 2019.
- [8] Eeva-Liisa Viskari, Gerbrand Grobler, Kaisa Karimäki, Alexandra Gorbatova, Riikka Vilpas, and Suvi Lehtoranta, “Nitrogen Recovery With Source Separation of Human Urine—Preliminary Results of Its Fertiliser Potential and Use in Agriculture”, *Frontiers in Sustainable Food Systems*, vol. 2, 2018.
- [9] Tristan M. P. Martin, Fabien Esculier, Florent Levavasseur, and Sabine Houot, “Human urine-based fertilizers: A review”, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, pp. 1–47, Nov. 2020.
- [10] Tove A. Larsen, Michel E. Riechmann, and Kai M. Udert, “State of the art of urine treatment technologies: A critical review.”, *Water Research X*, vol. 13, pp. 100114, Dec. 2021.
- [11] Chenliang Yang, Hong Liu, Ming Li, Chengying Yu, and Gurevich Yu, “Treating urine by *Spirulina platensis*”, *Acta Astronautica*, vol. 63, no. 7, pp. 1049–1054, Oct. 2008.
- [12] Yuanyuan Chang, Zucheng Wu, Lei Bian, Daolun Feng, and Dennis Y. C. Leung, “Cultivation of *Spirulina platensis* for biomass production and nutrient removal from synthetic human urine”, *Applied Energy*, vol. 102, pp. 427–431, Feb. 2013.
- [13] Shanshan Zhang, Chun Yong Lim, Chia-Lung Chen, He Liu, and Jing-Yuan Wang, “Urban nutrient recovery from fresh human urine through cultivation of *Chlorella sorokiniana*”, *Journal of Environmental Management*, vol. 145, pp. 129–136, Dec. 2014.
- [14] Kanjana Tuantet, Marcel Janssen, Hardy Temmink, Grietje Zeeman, and René Wijffels, “Nutrient removal and microalgal biomass production on urine in a short light-path photobioreactor”, *Journal of Applied Phycology*, vol. 26, Feb. 2014.

- [15] Kanjana Tuantet, Hardy Temmink, Grietje Zeeman, René H. Wijffels, Cees J. N. Buisman, and Marcel Janssen, “Optimization of algae production on urine”, *Algal Research*, vol. 44, pp. 101667, Dec. 2019.
- [16] Amos Richmond, *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*, John Wiley & Sons, Apr. 2008.
- [17] Jeremy Pruvost, J. F. Cornet, Francois Le Borgne, Vincent Goetz, and Jack Legrand, “Theoretical investigation of microalgae culture in the light changing conditions of solar photobioreactor production and comparison with cyanobacteria”, *Algal Research*, vol. 10, pp. 87–99, July 2015.
- [18] F. Hadj-Romdhane, P. Jaouen, J. Pruvost, D. Grizeau, G. Van Vooren, and P. Bourseau, “Development and validation of a minimal growth medium for recycling *Chlorella vulgaris* culture”, *Bioresource Technology*, vol. 123, pp. 366–374, Nov. 2012.
- [19] Gerald Matar, Mathilde Besson, Jennifer Mas, Sam Azimi, Vincent Rocher, and Mathieu Sperandio, “Modelling the benefits of urine source separation scenarios on wastewater treatment plants within an urban water basin”, *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, vol. 86, no. 3, pp. 482–495, Aug. 2022.
- [20] J. Pruvost, J. F. Cornet, V. Goetz, and J. Legrand, “Modeling dynamic functioning of rectangular photobioreactors in solar conditions”, *AIChE Journal*, vol. 57, no. 7, pp. 1947–1960, July 2011.
- [21] “Weather Data Sources — EnergyPlus”, <https://energyplus.net/weather/sources#TMY3>.
- [22] J. Pruvost, J. F. Cornet, V. Goetz, and J. Legrand, “Modeling dynamic functioning of rectangular photobioreactors in solar conditions”, *AIChE Journal*, vol. 57, no. 7, pp. 1947–1960, July 2011.
- [23] Jack Hoeniges, Keyong Zhu, Jeremy Pruvost, Jack Legrand, El-khider Si-Ahmed, and Laurent Pilon, “Impact of Dropwise Condensation on the Biomass Production Rate in Covered Raceway Ponds”, *Energies*, vol. 14, no. 2, pp. 268, Jan. 2021.

- [24] Antoine Souliès, Jack Legrand, Hélène Marec, Jérémy Pruvost, Cathy Castelain, Teodor Burghilea, and Jean-François Cornet, “Investigation and modeling of the effects of light spectrum and incident angle on the growth of *Chlorella vulgaris* in photobioreactors”, *Biotechnology Progress*, vol. 32, no. 2, pp. 247–261, 2016.
- [25] Hosni Takache, Jérémy Pruvost, and Jean-François Cornet, “Kinetic modeling of the photosynthetic growth of *Chlamydomonas reinhardtii* in a photobioreactor”, *Biotechnology Progress*, vol. 28, no. 3, pp. 681–692, 2012 May-Jun.
- [26] Sebnem Aslan and Ilgi Karapinar Kapdan, “Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae”, *Ecological Engineering*, vol. 28, no. 1, pp. 64–70, Nov. 2006.
- [27] Marcel Janssen, “Chapter Four - Microalgal Photosynthesis and Growth in Mass Culture”, in *Advances in Chemical Engineering*, Jack Legrand, Ed., vol. 48 of *Photobioreaction Engineering*, pp. 185–256. Academic Press, Jan. 2016.
- [28] Krist V. Gernaey, Xavier Flores-Alsina, Christian Rosen, Lorenzo Benedetti, and Ulf Jeppsson, “Dynamic influent pollutant disturbance scenario generation using a phenomenological modelling approach”, *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, no. 11, pp. 1255–1267, Nov. 2011.
- [29] Ana Barbara Bisinella de Faria, Mathilde Besson, Aras Ahmadi, Kai M. Udert, and Mathieu Spérandio, “Dynamic Influent Generator for Alternative Wastewater Management with Urine Source Separation”, *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, vol. 6, no. 2, pp. 04020001, May 2020.
- [30] Camilo Duran Quintero, Anne Ventura, Olivier Lépine, and Jérémy Pruvost, “Eco-design of spirulina solar cultivation: Key aspects to reduce environmental impacts using Life Cycle Assessment”, *Journal of Cleaner Production*, vol. 299, pp. 126741, May 2021.
- [31] Paula Pérez-López, Jeroen H. de Vree, Gumersindo Feijoo, Rouke Bosma, Maria J. Barbosa, María Teresa Moreira, René H. Wijffels, Anton J.B. van Boxtel, and Dorinde M.M. Kleinegris,

“Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons”, *Applied Energy*, vol. 205, pp. 1151–1164, Nov. 2017.

[32] J. A. Nelder and R. Mead, “A Simplex Method for Function Minimization”, *The Computer Journal*, vol. 7, no. 4, pp. 308–313, Jan. 1965.

[33] B. Le Gouic, H. Marec, J. Pruvost, and J. F. Cornet, “Investigation of growth limitation by CO₂ mass transfer and inorganic carbon source for the microalga *Chlorella vulgaris* in a dedicated photobioreactor”, *Chemical Engineering Science*, vol. 233, pp. 116388, Apr. 2021.

[34] Frans Blank, “VGB Research Project 338; Flue Gas Flow”, p. 81, 2012.

4.3 Conclusion et Perspectives

La production de microalgues avec des urines comme source d'azote et de phosphore a été largement démontrée dans la littérature (Tuantet et al. 2013, 2014 ; Yang et al. 2008). Cela impacte peu voire pas la productivité en biomasse et diminue le cout de production de cette biomasse et l'impact environnemental des procédés de culture. En effet, en recyclant les urines comme source de nutriment pour la culture, cela permet de diminuer le recours aux nutriments synthétiques (sels d'ammonium et de phosphate). Ceci est particulièrement intéressant pour le phosphore qui est une ressource non renouvelable. De plus, ce procédé est d'autant plus pertinent dans le contexte de la culture de microalgues en façade de bâtiment car cela permet d'apporter une solution de recyclage *in situ* des urines (si elles sont séparées à la source).

Cet article a présenté la modélisation de ce procédé, ce qui a permis de mettre en évidence les paramètres opératoires fondamentaux à considérer pour maximiser la productivité en biomasse ainsi que l'épuration de l'azote et du phosphore des urines par les microalgues (temps de rétention et dilution des urines). En effet, plusieurs paramètres opératoires interagissent, tels que le temps de passage dans les photobioréacteurs (jouant sur la productivité en biomasse et donc le traitement de l'urine) et le taux de dilution de l'urine, celle-ci étant fortement chargée en azote et phosphore.

Les résultats de simulations sur des cas concrets ont mis en évidence l'intérêt pour identifier les compromis entre les paramètres opératoires, et dimensionner le procédé en fonction du bâtiment. Ainsi, il a pû être démontré qu'avec un dimensionnement adéquat, une biofaçade pouvait traiter l'ensemble de l'urine produite permettant ainsi de diminuer par deux les émissions de CO_2 associées à l'utilisation d'intrant chimique pour la culture. Les perspectives sont donc de tester ce procédé à l'échelle d'un bâtiment pilote pour démontrer la faisabilité technique d'une telle installation avec une méthode adaptée (toilette à séparation, cuve de stockage avec contrôle du pH etc.).

En outre, il pourrait être également intéressant d'évaluer l'impact des micropolluants contenus dans les urines sur la productivité en biomasse. A noter toutefois que de Wilt et al. (2016) ont montré que la croissance de *Chlorella sorokiniana* n'était pas affectée par la présence de certains produits pharmaceutiques tels que le diclofénac, l'ibuprofène, le paracétamol etc. Les résultats montrent qu'à faible concentration (de 100 à 350 $\mu g.L^{-1}$), moins de 20% de ces micropolluants sont fixés par les cellules. Même si cela mérite une évaluation précise, la biomasse produite pourrait tout de même être utilisée comme bio-

fertilisant, tout en évitant d'introduire trop de micropolluants dans les sols. Toutefois, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour notamment évaluer la réponse des microalgues lorsqu'elles sont exposées à des concentrations en micropolluants élevées.

De plus, l'acceptabilité sociale par les utilisateurs du bâtiment est un sujet à aborder. De nombreuses études se sont intéressées à l'acceptabilité sociale de la séparation des urines à la source et ont montré que plus de 80% des personnes sondées sont favorables à ces systèmes pour diminuer leur consommation en eau (Blume et Winker 2011 ; Ishii et Boyer 2015 ; Larsen et Lienert 2007). Toutefois, l'utilisation de ces toilettes nécessite une légère adaptation des habitudes des utilisateurs, notamment vis à vis des produits d'entretien utilisés pour éviter que des mauvaises odeurs s'installent ou le blockage des conduites de canalisation par des précipités. En effet, l'étude de Larsen et Lienert (2007) a révélé que la précipitation des sels des urines est responsable du blockage des canalisations des toilettes sèches en une centaine d'utilisation. La gestion de ces précipités est donc un enjeu qui serait pertinent d'évaluer.

BIBLIOGRAPHIE

- Acién, F. G. et al. (2016), « Wastewater Treatment Using Microalgae : How Realistic a Contribution Might It Be to Significant Urban Wastewater Treatment ? », in : *Applied Microbiology and Biotechnology* 100.21, DOI : 10.1007/s00253-016-7835-7.
- Amoatey, P. et R. Bani (2011), « Wastewater Management », in.
- Bakan, B. et al. (2022), « Circular Economy Applied to Organic Residues and Wastewater : Research Challenges », in : *Waste and Biomass Valorization* 13.2, DOI : 10.1007/s12649-021-01549-0.
- Batstone, D. J. et al. (2015), « Platforms for Energy and Nutrient Recovery from Domestic Wastewater : A Review », in : *Chemosphere*, Wastewater-Energy Nexus : Towards Sustainable Wastewater Reclamation 140, DOI : 10.1016/j.chemosphere.2014.10.021.
- Besson, M. et al. (2021), « Environmental Assessment of Urine, Black and Grey Water Separation for Resource Recovery in a New District Compared to Centralized Wastewater Resources Recovery Plant », in : *Journal of Cleaner Production* 301, DOI : 10.1016/j.jclepro.2021.126868.
- Bisinella de Faria, A. B. et al. (2015), « Evaluation of New Alternatives in Wastewater Treatment Plants Based on Dynamic Modelling and Life Cycle Assessment (DM-LCA) », in : *Water Research* 84, DOI : 10.1016/j.watres.2015.06.048.
- Blume, S. et M. Winker (2011), « Three Years of Operation of the Urine Diversion System at GTZ Headquarters in Germany : User Opinions and Maintenance Challenges », in : *Water Science and Technology* 64.3, DOI : 10.2166/wst.2011.530.
- de Wilt, A. et al. (2016), « Micropollutant Removal in an Algal Treatment System Fed with Source Separated Wastewater Streams », in : *Journal of Hazardous Materials* 304, DOI : 10.1016/j.jhazmat.2015.10.033.
- Duran Quintero, C. et al. (2021), « Eco-Design of Spirulina Solar Cultivation : Key Aspects to Reduce Environmental Impacts Using Life Cycle Assessment », in : *Journal of Cleaner Production* 299, DOI : 10.1016/j.jclepro.2021.126741.

- Ferreira, A. et al. (2017), « *Scenedesmus Obliquus Mediated Brewery Wastewater Remediation and CO₂ Biofixation for Green Energy Purposes* », in : *Journal of Cleaner Production* 165, DOI : 10.1016/j.jclepro.2017.07.232.
- Gentili, F. G. et J. Fick (2017), « *Algal Cultivation in Urban Wastewater : An Efficient Way to Reduce Pharmaceutical Pollutants* », in : *Journal of Applied Phycology* 29.1, DOI : 10.1007/s10811-016-0950-0.
- Guerra-Rodríguez, S. et al. (2020), « *Towards the Implementation of Circular Economy in the Wastewater Sector : Challenges and Opportunities* », in : *Water* 12.5, DOI : 10.3390/w12051431.
- Hena, S. et al. (2018), « *Dairy Farm Wastewater Treatment and Lipid Accumulation by Arthrospira Platensis* », in : *Water Research* 128, DOI : 10.1016/j.watres.2017.10.057.
- Hom-Diaz, A. et al. (2017), « *Performance of a Microalgal Photobioreactor Treating Toilet Wastewater : Pharmaceutically Active Compound Removal and Biomass Harvesting* », in : *Science of The Total Environment* 592, DOI : 10.1016/j.scitotenv.2017.02.224.
- Ishii, S. K. L. et T. H. Boyer (2015), « *Life Cycle Comparison of Centralized Wastewater Treatment and Urine Source Separation with Struvite Precipitation : Focus on Urine Nutrient Management* », in : *Water Research* 79, DOI : 10.1016/j.watres.2015.04.010.
- Labbé, J. I. et al. (2017), « *Microalgae Growth in Polluted Effluents from the Dairy Industry for Biomass Production and Phytoremediation* », in : *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5.1, DOI : 10.1016/j.jece.2016.12.040.
- Lahr, R. H. et al. (2016), « *Urine Bacterial Community Convergence through Fertilizer Production : Storage, Pasteurization, and Struvite Precipitation* », in : *Environmental Science & Technology* 50.21, DOI : 10.1021/acs.est.6b02094.
- Larsen et Lienert (2007), *NoMix a New Approach to Urban Water Management*, rapp. tech., Eawag.
- Larsen, T. A., M. E. Riechmann et K. M. Udert (2021), « *State of the Art of Urine Treatment Technologies : A Critical Review.* », in : *Water Research X* 13, DOI : 10.1016/j.wroa.2021.100114.
- Leong, H. Y. et al. (2021), « *Waste Biorefinery towards a Sustainable Circular Bioeconomy : A Solution to Global Issues* », in : *Biotechnology for Biofuels* 14.1, DOI : 10.1186/s13068-021-01939-5.

- Nwoba, E. G. et al. (2016), « Growth Comparison of Microalgae in Tubular Photobioreactor and Open Pond for Treating Anaerobic Digestion Piggery Effluent », in : *Algal Research* 17, DOI : 10.1016/j.algal.2016.05.022.
- Pérez-López, P. et al. (2017), « Comparative Life Cycle Assessment of Real Pilot Reactors for Microalgae Cultivation in Different Seasons », in : *Applied Energy* 205, DOI : 10.1016/j.apenergy.2017.08.102.
- Puyol, D. et al. (2017), « Resource Recovery from Wastewater by Biological Technologies : Opportunities, Challenges, and Prospects », in : *Frontiers in Microbiology* 7.
- Steffen, W. et al. (2015), « Planetary Boundaries : Guiding Human Development on a Changing Planet », in : *Science* 347.6223, DOI : 10.1126/science.1259855.
- Tuantet, K. et al. (2013), « Microalgae Growth on Concentrated Human Urine », in : *Journal of Applied Phycology* 26.1, DOI : 10.1007/s10811-013-0108-2.
- Tuantet, K. et al. (2014), « Nutrient Removal and Microalgal Biomass Production on Urine in a Short Light-Path Photobioreactor », in : *Journal of Applied Phycology* 26, DOI : 10.1007/s10811-013-0108-2.
- Usher, P. K. et al. (2014), « An Overview of the Potential Environmental Impacts of Large-Scale Microalgae Cultivation », in : *Biofuels* 5.3, DOI : 10.1080/17597269.2014.913925.
- Vea, E. B., D. Romeo et M. Thomsen (2018), « Biowaste Valorisation in a Future Circular Bioeconomy », in : *Procedia CIRP*, 25th CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference, 30 April – 2 May 2018, Copenhagen, Denmark 69, DOI : 10.1016/j.procir.2017.11.062.
- Verstraete, W., P. Van de Caveye et V. Diamantis (2009), « Maximum Use of Resources Present in Domestic “Used Water” », in : *Bioresource Technology* 100.23, DOI : 10.1016/j.biortech.2009.05.047.
- Yang, C. et al. (2008), « Treating Urine by *Spirulina Platensis* », in : *Acta Astronautica*, From Dream to Reality : Living, Working and Creating for Humans in Space - A Selection of Papers Presented at the 16th IAA Humans in Space Symposium, Beijing, China, 2007 63.7, DOI : 10.1016/j.actaastro.2008.03.008.
- Zheng, H. et al. (2019), « Cultivation of *Chlorella Vulgaris* in Manure-Free Piggery Wastewater with High-Strength Ammonium for Nutrients Removal and Biomass Production : Effect of Ammonium Concentration, Carbon/Nitrogen Ratio and pH », in : *Bioresource Technology* 273, DOI : 10.1016/j.biortech.2018.11.019.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette thèse a été de développer un modèle système d'un procédé de culture de microalgues en façade de bâtiment afin d'évaluer et d'optimiser ses performances pour tendre vers des bâtiments durables. Cette conclusion résume les résultats obtenus et les perspectives soulevées.

Ce modèle système se découpe en deux grandes parties : une partie "thermique" et une partie "physico-chimique et biochimique", chacune étant associée à une symbiose possible.

Le modèle thermique d'un bâtiment équipé d'une biofaçade de microalgue couple le modèle thermique d'une biofaçade avec un modèle thermique d'enveloppe de bâtiment. L'analyse énergétique réalisée avec ce modèle a mis en évidence l'intérêt de la biofaçade pour diminuer les consommations énergétiques du bâtiment et des photobioréacteurs. Cela a permis de comparer le comportement thermique du système pour deux localisations aux climats différents : Nantes (climat tempéré océanique) et Los Angeles (climat semi-aride). Les résultats ont montré que la présence du bâtiment à l'arrière des systèmes de culture permet d'augmenter l'inertie des photobioréacteurs et ainsi diminuer de plus de 90% leur demande en chauffage par rapport à des systèmes de cultures isolés (i.e. sans bâtiment). Cet effet est particulièrement pertinent à Nantes, où la demande en chauffage des systèmes de culture est importante. Pour le bâtiment, la présence des photobioréacteurs en façade permet de diminuer l'impact du rayonnement solaire (i.e. effet rideau) réduisant ainsi de plus de 95% leur demande en refroidissement. Dans un contexte de réchauffement climatique, ce résultat est particulièrement intéressant et d'autant plus à Los Angeles où les consommations en climatisation sont les plus importants.

Il est important de noter que ce modèle thermique biofaçade-bâtiment inclue quelques paramètres empiriques définies avec le pilote Symbio2BOX tel que le facteur F_{wind} . Ce facteur englobe tous les paramètres de modélisation de la circulation d'air dans l'ACC (dimensions, orientation etc.). Donc pour améliorer le modèle thermique des biofaçades, il serait intéressant de formaliser numériquement l'écoulement de l'air dans la course ce

qui permettrait également d'optimiser le design de l'ACC.

De plus, une des hypothèses du modèle thermique de la biofaçade est que l'échangeur à plaque à l'arrière de la culture est capable de restituer instantanément le flux thermique désiré pour maintenir la température du milieu de culture entre 15 et 35°C. Pour s'affranchir de cette hypothèse simplificatrice, il pourrait être intéressant de prendre en compte les limites aux échanges de chaleur pour assurer les besoins en chauffage et refroidissement. Ceci permettrait notamment d'obtenir des puissances plus réalistes pour dimensionner plus précisément les machines thermiques.

L'analyse énergétique réalisée avec le modèle thermique biofaçade-bâtiment a également mis en évidence que les consommations énergétiques liées au refroidissement du milieu de culture constituent un des postes de consommation les plus importants du système avec l'agitation. Ainsi, le modèle thermique a été utilisé pour simuler et étudier des solutions techniques d'optimisation. Les résultats ont montré que la mise en oeuvre d'un revêtement faible émissivité sur le double vitrage de la façade et/ou d'un échangeur air-sol pour refroidir l'air injectée dans l'ACC sont des solutions efficaces pour diminuer les besoins en refroidissement des photobioréacteurs. En effet, les revêtements faible émissivité permettent d'atteindre des photobioréacteurs quasi passifs par rapport à la régulation de la température du milieu de culture. L'échangeur air-sol permet quant à lui de diminuer de 81% et 44% la demande en refroidissement des photobioréacteurs à Nantes et Los Angeles respectivement.

La modularité du modèle développé pourrait ainsi permettre d'utiliser cet outil pour tester d'autres solutions d'ingénierie tels que (i) l'ajout de brise-soleils horizontaux pour couper l'impact du rayonnement direct l'été, (ii) modifier l'épaisseur du milieu de culture pour jouer sur l'inertie thermique ou encore (iii) étudier d'autres géométries de photobioréacteurs en utilisant des réacteurs tubulaires par exemple.

De plus, il serait intéressant que cet outil d'aide à la décision, développé ici pour le dimensionnement, considère également d'autres facteurs que les consommations énergétiques tels que les aspects technico-économiques par exemple.

La partie "physico-chimique et biochimique" du modèle système correspond à la modélisation du recyclage des effluents du bâtiment comme source de nutriments pour la culture de microalgues en façade. Ce modèle couple les profils de production d'eaux jaunes du bâtiment avec le modèle de croissance des microalgues, elle-même dirigée par le transfert

de lumière et la concentration en nutriments dans le milieu de culture.

Dans cette thèse, une étude a été réalisée afin d'évaluer les performances de recyclage du phosphore et de l'azote des urines pour alimenter en nutriments un photobioréacteur. Les résultats de cette analyse ont montré que la culture de microalgues et le recyclage sélectif des urines sont compatibles tant en termes de dynamique de production que de concentration en nutriments disponibles. Une force de l'outil de simulation a pu être aussi illustré, avec la possibilité de rechercher les paramètres opératoires optimaux pour maximiser deux critères, à savoir le recyclage des effluents et la productivité en biomasse. Les résultats de simulation ont montré que les paramètres opératoires optimaux permettent d'atteindre des valeurs d'abattement de plus de 90% de l'azote et du phosphore des urines, tout en minimisant l'impact sur la productivité en biomasse.

Sur le même principe le modèle de recyclage des fumées de chaudière du bâtiment (riche en CO_2) comme source de carbone inorganique pour la culture de microalgues en façade de bâtiment est en cours de développement. Le recyclage des effluents gazeux induit d'ajouter au modèle les équations de transferts gaz-liquide et les équilibres acido-basiques associés. Ce dernier point est d'autant plus important dans le cas d'injection de CO_2 dans le milieu de culture, puisque cela induit des variations de pH. Or la dissolution du CO_2 est entre autres corrélée au pH du milieu de culture. De plus, la dynamique de production des fumées de chaudières est différentes de celle des effluents liquides, et doit notamment tenir compte de la saisonnalité. En effet, dans un pays tempéré comme la France, les fumées de chaudières sont produites principalement en hiver là où la productivité en biomasse est la plus faible. Ce modèle pourrait donc être intéressant pour évaluer la compatibilité de ce procédé en dynamique, et pour dimensionner les installations de stockage et les apports supplémentaires nécessaires.

Pour conclure, le modèle multiphysiques développé dans cette thèse se révèle être un outil d'aide à la décision efficace, pouvant être utilisé pour conduire des analyses énergétiques nécessaires au bon dimensionnement et à l'optimisation du procédé en fonction du type de bâtiment et de sa localisation. Ceci est particulièrement intéressant dans le cas de l'application des biofaçades, du fait de grand nombre de configurations pouvant être rencontrées. Ainsi, cette thèse ayant été réalisée au sein du programme international DICUS, il a pu être montré le rôle important que joue la localisation, en l'occurrence Nantes et Los Angeles dans le cas présent.

Les résultats des différentes études ont montré que les biofaçades de microalgues semblent

avoir la capacité de diminuer significativement l'impact environnemental des bâtiments, et en particulier des systèmes de culture de microalgues. dans certains cas, nous avons par exemple pu optimiser suffisamment la biofaçade pour réduire quasiment totalement la consommation énergétique liée à la régulation thermique des photobioréacteurs et les rejets en urine.

A noter que les deux parties ("thermique" et "physico-chimique et biochimique") de ce modèle système ne sont pour l'instant pas couplées. Pour cela, il faudrait notamment intégrer l'impact de la thermique sur la croissance des microalgues. En effet, le modèle de croissance utilisé actuellement considère que la productivité en biomasse n'est pas affectée par la température du milieu de culture tant que celui-ci reste dans la gamme optimale de croissance des microalgues. En intégrant la relation entre la température du milieu de culture et la productivité en biomasse, cela pourrait permettre d'évaluer les consommations énergétiques du procédé et la productivité en biomasse en fonction des consignes de température choisies. Enfin, pour mieux quantifier les bénéfices environnementaux des biofaçades de microalgues, il serait de rigueur de réaliser l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) complète de ce procédé. Ceci permettrait également de comparer les impacts environnementaux de la culture de microalgues en façade de bâtiment par rapport à des systèmes de culture conventionnels, tels que des raceways et/ou des photobioréacteurs tubulaires utilisés sans symbiose bâtiment.

PUBLICATIONS ET CONGRÈS

Publications

Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES, Emmanuel DECHANDOL, and Jeremy PRUVOST, « System modeling of the thermal behavior of a building equipped with facade-integrated photobioreactors : validation and comparative analysis », *Energy and Buildings*, p. 113147, May 2023.

Congrès

Présentation orale au congrès MELiSSA organisé par l'Agence Spatiale Européenne (ESA) : « Microalgae biofacade to develop sustainable buildings : system modeling with Modelica » Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES et Jeremy PRUVOST, Novembre 2022 (Toulouse).

Présentation orale au congrès de la Société Française en Génie des Procédés (SFGP) : « Les biofaçades de microalgues pour développer des bâtiments durables : modélisation système sous Modelica » Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES et Jeremy PRUVOST, Novembre 2022 (Toulouse).

Présentation orale au Colloque International Franco-Québécois (CIFQ) en énergie : « Façade thermo active : Symbiose thermique entre un bâtiment et un système de culture de microalgue (biofaçade) – modélisation thermique dynamique » Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES et Jeremy PRUVOST, Juin 2021 (en ligne).

Poster au congrès AlgaEurope : « Microalgae-based biofacade : a solution to support sustainable access to food, energy, and water in urban centers » Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES et Jeremy PRUVOST, Décembre 2020 (en ligne).

Présentation orale au congrès MELiSSA organisé par l'Agence Spatiale Européenne (ESA) : « Microalgae-based biofacade : A solution to support sustainable access to food, energy, and water in urban centers » Flora GIRARD, Cyril TOUBLANC, Yves ANDRES et Jeremy PRUVOST, Novembre 2020 (en ligne).

Titre : Biofaçade de microalgues comme solution pour développer des bâtiments et des systèmes de culture durables

Mot clés : Biofaçade de microalgues, bâtiments durables, Procédé circulaire

Résumé : Une biofaçade de microalgues est un système de culture de microalgue installé verticalement comme façade de bâtiment. Cette étude vise à évaluer, *in silico*, les performances de ce procédé ainsi que son optimisation. Le modèle système développé se compose d'un modèle thermique bâtiment-biofaçade et d'un modèle de recyclage des effluents liquides du bâtiment comme source de nutriments pour la culture de microalgues. Ce manuscrit présente la validation de cet outil ainsi que son utilisation sur des cas d'étude précis. Le modèle thermique du système bâtiment-biofaçade a été utilisé dans une étude énergétique ainsi que pour tester des solutions d'ingénierie afin d'améliorer les performances thermiques des photobioréac-

teurs de façade. Le modèle de recyclage des urines comme source d'azote et de phosphore pour la culture, consiste en un bilan matière complet. Les résultats de simulation ont montré la pertinence d'utiliser les urines comme source de nutriments pour la culture de microalgue (dynamique de production, volume et concentration des effluents). Ainsi cette thèse a permis de développer un modèle complet du procédé de culture de microalgue en façade du bâtiment. Cet outil d'aide à la décision permet de réaliser des études énergétiques, de dimensionnement, et d'optimisation du procédé en fonction du lieu d'implantation (recherche d'optima de fonctionnement, optimisation de la conception des photobioréacteurs etc.).

Title: Microalgae biofacade as a solution for sustainable buildings and microalgae production

Keywords: Microalgae biofacade, sustainable buildings, circular process

Abstract: Microalgae biofacade is a microalgae culture system installed vertically as a building façade. This study aims to evaluate, *in silico*, the performances of this process and its optimization. The developed system model is composed of a building-biofaçade thermal model and a model of building liquid effluent recycling as a nutrient source for microalgae culture. This manuscript presents the validation of this tool as well as its use on specific case studies. The thermal model of the building-biofaçade system was used in an energy analysis and to test various engineering solutions to improve photobioreactor ther-

mal performances. The recycling model of the liquid effluent of the building consists of a complex mass balance. The simulation results showed the interest of using source separated urine as nitrogen and phosphorus sources for microalgae culture (production dynamics, volume and concentration of the effluents). This thesis therefore permitted to develop a complete model of the microalgae biofacade. This decision support tool allows to carry out energy studies, sizing and optimization of the process according to building location (calculation of optimal operation, optimization of photobioreactor design etc.)