

**EXAMEN DES DOCUMENTS DE LA TRANCHE 1 SOUMIS PAR L'ADMINISTRATION PORTUAIRE
VANCOUVER FRASER CONCERNANT LE TERMINAL 2 À ROBERTS BANK**

Organisme scientifique indépendant sur l'incidence environnementale du projet du Terminal 2 à
Roberts Bank

Octobre 2024

MEMBRES DE L'ORGANISME SCIENTIFIQUE INDÉPENDANT

Présidente : Mona Nemer, conseillère scientifique en chef du Canada

Kelly Munkittrick, Département des sciences biologiques, Université de Calgary, Canada

David M. Paterson, Scottish Oceans Institute, School of Biology, Université de St Andrews, Écosse, Royaume-Uni

Margaret Rubega, Département d'écologie et de biologie évolutive, université du Connecticut, États-Unis

Hannah S. Wauchope, School of GeoSciences, Université d'Édimbourg, Édimbourg, Royaume-Uni

Jean-Michel Weber, Professeur émérite de biologie, Département de biologie, Université d'Ottawa

BUREAU DE LA CONSEILLÈRE SCIENTIFIQUE EN CHEF

C. Scott Findlay, chercheur en résidence

SECTION I : APPROCHE DE L'EXAMEN ET RÉSUMÉ DES RECOMMANDATIONS

OSI – Critères d'évaluation du programme de suivi du Terminal 2 à Roberts Bank

L'Administration portuaire Vancouver Fraser (ci-après « l'Administration portuaire ») a proposé la construction et l'exploitation d'un nouveau terminal maritime à conteneurs avec trois postes de mouillage à Roberts Bank, dans la ville de Delta, en Colombie-Britannique (ci-après le « Terminal 2 »). Parmi les effets indésirables potentiels du projet, on peut citer les modifications du régime de salinité côtière, qui entraînent des changements dans l'abondance et la qualité du biofilm, une source d'alimentation importante pour le bécasseau d'Alaska. Conformément à la condition 10.4.1 de l'énoncé de décision concernant le projet du Terminal 2, un organisme scientifique indépendant (OSI) a été créé par la conseillère scientifique en chef du Canada afin d'examiner les plans de surveillance et de suivi du promoteur relatifs à la salinité, au biofilm et au bécasseau d'Alaska. Ce rapport présente l'examen complet réalisé par l'OSI de la première tranche de documents soumis par l'Administration portuaire en réponse à la déclaration de décision.

Au sens de la *Loi sur l'évaluation d'impact*, un programme de suivi est un programme « permettant de vérifier la justesse de l'évaluation d'impact d'un projet désigné et de juger de l'efficacité des mesures d'atténuation¹ ». L'évaluation d'impact environnemental a notamment conclu que « les changements de salinité liés au projet n'auraient pas d'incidence néfaste sur le biofilm et les oiseaux migrateurs, y compris les oiseaux de rivage² ». Ce sont donc ces prédictions que le programme de suivi du projet du Terminal 2 est censé vérifier. Pour ce faire, ce programme doit :

- (1) Préciser les effets indésirables qui feront l'objet de la surveillance et fournir une justification convaincante pour la sélection des indicateurs de ces effets. Cela signifie que le programme de suivi doit préciser, par exemple, les attributs des communautés de biofilms concernés (comme la quantité, la qualité, la distribution spatio-temporelle), ainsi que ce qui sera mesuré sur le terrain ou en laboratoire (p. ex., les données qui seront collectées qui permettront d'inférer les effets du projet sur, par exemple, la quantité de biofilm par rapport à la qualité du biofilm). Cette spécificité est essentielle pour réduire l'ambiguïté et les erreurs d'interprétation.
- (2) Comprendre des protocoles d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ-CQ) visant à réduire les sources potentielles de biais susceptibles de miner la précision des données de terrain, de laboratoire ou de modélisation. En l'absence de tels protocoles, les données peuvent être faussées, ce qui conduit à des estimations faussées des effets du projet.
- (3) Pouvoir détecter des effets indésirables sur la salinité, le biofilm ou le bécasseau d'Alaska. Si le programme de suivi est tel que seuls les effets importants et immédiats

¹ *Loi sur l'évaluation d'impact* L.C. 2019, ch. 28, art. 2.

² *Projet du Terminal 2 à Roberts Bank : Sommaire exécutif de la réponse à la demande de renseignements* (24 sept., p. 9), disponible à l'adresse : <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80054/141462F.pdf> (consulté le 10 sept. 2024).

- du projet sont détectables, la conclusion selon laquelle il n'y a (comme prévu) aucun effet indésirable est très probablement erronée. Il se peut alors que les mesures d'atténuation mises en œuvre soient insuffisantes pour atténuer les effets négatifs.
- (4) Permettre d'inférer raisonnablement que tout effet indésirable détecté est dû au projet et non à un ou plusieurs autres facteurs. Par exemple, les changements détectés dans le biofilm de la zone intertidale après la construction du Terminal 2 pourraient être dus aux changements en cours dans l'écoulement de l'eau douce du fleuve Fraser en raison du changement climatique. La conclusion selon laquelle les changements observés sont dus au projet serait alors erronée. Et si elle est erronée, les mesures d'atténuation supplémentaires basées sur celle-ci pourraient bien n'avoir aucun effet.

Le programme de suivi proposé par l'Administration portuaire est basé sur un grand nombre de recherches menées sur le site du Terminal 2 et dans ses environs, dont une grande partie a été prise en compte dans la déclaration d'impact sur l'environnement de 2015 sur ce projet. Depuis, l'Administration portuaire a continué à mener des recherches sur un large éventail de questions. Ces renseignements devraient être utilisés pour concevoir un programme de suivi qui répond (dans la mesure du possible) aux critères susmentionnés. Un critère supplémentaire important est donc à prendre en compte :

- (5) Dans quelle mesure les renseignements existants et historiques ont-ils été utilisés pour informer le programme de suivi proposé?

Lors de l'examen d'un élément particulier du programme de suivi proposé, l'OSI a posé les questions suivantes :

- (1) Parmi les cinq critères, quels sont ceux qui sont en cause?
- (2) Sur la base des critères en cause, ce qui est proposé correspond-il à un programme de qualité supérieure ou inférieure?
- (3) Comment l'élément en question pourrait-il être amélioré pour accroître la qualité du programme?

Contraintes liées à la conception des programmes de suivi

Les modèles expérimentaux qui permettent une forte inférence sur la cause des effets observés nécessitent invariablement une manipulation expérimentale délibérée selon laquelle les unités d'observation (sujets, parcelles d'échantillonnage, sites, etc.) sont réparties au hasard entre différents traitements, la taille de l'échantillon est importante, les traitements sont soigneusement conçus, et il y a une grande latitude dans le choix des contrôles appropriés.

De telles conceptions ne sont tout simplement pas possibles dans le contexte des programmes de suivi. Dans le cadre du suivi, il n'est pas possible de répartir aléatoirement les sites entre les traitements du « projet » et « hors du projet » (p. ex., quant au contrôle) : le site du « projet »

est fixe, et il n'y en a généralement qu'un seul. Le nombre de sites de contrôle candidats est limité par une série de facteurs biophysiques. En outre, les chercheurs ne peuvent généralement pas modifier ou manipuler les sites candidats pour les rendre plus appropriés en tant que témoins.

Ces limitations ont au moins deux conséquences importantes. Premièrement, elles signifient qu'*aucun* programme de suivi *ne peut* produire une inférence très forte (sur une échelle *absolue*) sur les effets du projet (voir le critère 4 ci-dessus). Aucun programme de suivi n'est non plus susceptible d'avoir une puissance élevée (sur une échelle *absolue*) (voir le critère 3 ci-dessus).

Deuxièmement, étant donné que pour tout programme de suivi une inférence forte (sur une échelle absolue) n'est pas possible, si un effet négatif n'est *pas* détecté, il y aura toujours une incertitude associée à la conclusion que le projet n'a pas eu d'effet indésirable. Et si un effet *est* détecté, la conclusion qu'il est dû au projet sera également entachée d'incertitude. Il s'agit d'une réalité épistémique pour *tout* programme de suivi, qui a non seulement des répercussions importantes pour toutes les conclusions basées sur les inférences tirées du suivi, mais aussi, ce qui est peut-être plus important, pour les décisions réglementaires découlant de ces conclusions.

Cohérence globale avec les pratiques exemplaires en matière de suivi

L'Autorité portuaire Vancouver Fraser a manifestement déployé des efforts considérables pour élaborer et décrire les programmes de suivi proposés. À quelques exceptions près, ces descriptions sont détaillées, complètes et claires : cette exhaustivité et cette clarté sont les bienvenues, car elles libèrent (en grande partie) l'OSI de la tâche onéreuse et frustrante d'essayer de comprendre précisément ce qui est proposé.

En outre, le promoteur comprend l'importance des études de suivi qui, quels que soient les résultats réels, permettent d'inférer raisonnablement les effets indésirables du projet (voir le critère 4 ci-dessus). À cet égard, la décision de mettre en œuvre (dans la mesure du possible) des études de contrôle d'impact avant-après (de l'anglais *before-after control-impact*, ci-après « étude de type BACI³ ») est conforme aux pratiques exemplaires en matière de suivi des effets.

L'OSI note également que, dans plusieurs cas, le promoteur a adopté une approche explicitement adaptative de l'échantillonnage, selon laquelle la tactique d'échantillonnage (y compris la sélection des sites d'échantillonnage et la détermination du nombre de sites d'échantillonnage) est adaptée sur la base des résultats obtenus soit plus tôt dans la saison, soit

³ Une étude de type BACI met en jeu au moins un site de contrôle (« C » pour *control*) et un site d'impact (« I » pour *impact*), avec une surveillance des paramètres sélectionnés avant (« B » pour *before*) et après (« A » pour *after*) la mise en œuvre du projet. Les effets du projet sont ensuite déduits de la différence entre les sites de contrôle et d'impact *après* la mise en œuvre par rapport à la différence *avant* la mise en œuvre.

lors des années précédentes. Encore une fois, cela est conforme aux pratiques exemplaires en matière de surveillance et de suivi. L'OSI incite l'Administration portuaire à utiliser cette approche pour toutes les composantes de suivi lorsqu'elle est à la fois pertinente et réalisable.

Recommandations générales

Dans la section II du présent rapport, l'OSI examine en détail chacun des éléments de l'étude de suivi proposée. Pour chaque élément de l'étude, le rapport comprend une série de recommandations, en distinguant celles dont la mise en œuvre individuelle entraînerait, de l'avis de l'OSI, une amélioration relativement importante du programme proposé (surlignées en rouge), de celles qui, individuellement (mais pas nécessairement cumulativement), entraîneraient des améliorations plus modestes (surlignées en vert). Ces recommandations se répartissent en sept grandes catégories : 1) conception de l'étude; 2) sélection des paramètres de mesure⁴; 3) stratégie et méthodes d'échantillonnage sur le terrain; 4) méthodes de laboratoire; 5) utilisation de données historiques sur le terrain; 6) validation du modèle; et 7) analyse et inférence statistiques.

Nous résumons ici une série de recommandations générales qui : a) si elles étaient mises en œuvre individuellement, entraîneraient – selon l'OSI – des améliorations relativement importantes dans le programme de suivi proposé; et b) s'appliquent à au moins deux composantes de l'étude, laissant les recommandations propres à l'étude à la section II du rapport. Étant donné que pratiquement toutes les recommandations de l'OSI concernant l'échantillonnage sur le terrain et les méthodes de laboratoire sont propres à l'étude, le résumé n'inclut pas de recommandations dans ces catégories.

Conception de l'étude

Pour les plans de suivi du biofilm et du bécasseau d'Alaska, il y a une zone d'*impact* désignée (la zone à proximité immédiate du Terminal 2) et une (pour le biofilm) ou deux (pour le bécasseau d'Alaska) zones de *contrôle* proposées. La pertinence d'une zone de contrôle est déterminée par la similitude entre cette zone et la zone d'impact en ce qui concerne les facteurs qui influencent les paramètres sélectionnés (p. ex., la quantité ou la qualité du biofilm, la disponibilité et la qualité des proies du bécasseau d'Alaska). Bien que l'OSI reconnaisse que les choix de zones de contrôle potentielles sont limités et qu'il admette (pour l'essentiel) que les zones proposées sont probablement les meilleures parmi les choix possibles, il émet néanmoins des réserves quant à leur adéquation.

⁴ Dans le contexte d'une évaluation d'impact, un paramètre d'évaluation est une *composante valorisée de l'écosystème* (CVE) – p. ex., le régime de salinité, la qualité ou la quantité du biofilm, etc. Un paramètre de mesure est un attribut mesurable du système à partir duquel on déduit l'effet sur le paramètre d'évaluation associé – p. ex., la teneur en acides gras polyinsaturés du biofilm est un paramètre de mesure associé au paramètre d'évaluation « qualité du biofilm ».

Recommandation 1. Les facteurs connus pour influencer sur les paramètres de mesure sélectionnés (p. ex., la plage de salinité, la quantité ou la qualité du biofilm, etc.) doivent être déterminés pour chaque composante de l'étude, et ces facteurs doivent être comparés entre le site d'impact et le ou les sites de contrôle sélectionnés. Sur la base de ces comparaisons, la pertinence des zones de contrôle sélectionnées pour chaque composante de l'étude doit être évaluée de manière exhaustive, de même que les répercussions de cette évaluation pour : a) le choix de la conception expérimentale⁵; et b) les inférences sur les effets (ou l'absence d'effets) du projet.

Utilisation de données historiques sur le terrain

Depuis 2012, l'Administration portuaire a recueilli de nombreuses données sur les régimes de salinité; sur la distribution, la quantité et la qualité du biofilm; ainsi que sur la distribution spatio-temporelle du bécasseau d'Alaska à l'intérieur et autour du site d'impact du Terminal 2. Mais d'après les descriptions fournies dans les documents de la tranche 1, les composantes de l'étude de la salinité, du biofilm et du régime alimentaire du bécasseau d'Alaska ne semblent pas utiliser au maximum ces nombreuses données historiques. Sur la base des descriptions fournies, il semble que des données historiques pourraient être utilisées pour évaluer l'association empirique entre le lieu et le moment où les bécasseaux d'Alaska se nourrissent, la quantité et la qualité du biofilm et des invertébrés dans les zones d'alimentation, et le régime de salinité associé.

Recommandation 2. Les données historiques de terrain sur la salinité, le biofilm et le bécasseau d'Alaska devraient être utilisées pour adapter les modèles empiriques de l'association entre ces trois ensembles de paramètres. La force estimée de ces associations empiriques devrait alors être utilisée pour éclairer la conception du suivi et la stratégie d'échantillonnage afin d'augmenter la probabilité de détecter des effets liés au projet sur le biofilm et le bécasseau d'Alaska.

Utilisation de modèles

Les composantes de l'étude de la salinité et du biofilm proposent toutes deux d'utiliser des données générées par le modèle pour évaluer les effets du projet. En raison de l'absence d'une zone de contrôle empirique appropriée pour la salinité, le modèle de salinité sera utilisé pour générer des données modélisées pour les régimes de salinité. Ces données du modèle seront ensuite comparées aux données de terrain sur les régimes de salinité après la mise en œuvre du projet afin d'en déduire les effets. Dans le cas du biofilm, des modèles d'étalonnage basés sur

⁵ Par exemple, si la comparaison indique qu'il n'y a pas de zone de contrôle suffisamment appropriée, les inférences sur les effets du projet basées sur une étude de type BACI sont plus susceptibles d'être erronées que dans le cadre d'une étude avant-après (conçu de manière appropriée).

des images multispectrales prises par des drones seront utilisés pour estimer la qualité et la quantité du biofilm sur l'ensemble des zones d'impact et de contrôle, avant et après la mise en œuvre du projet. Dans les deux cas, la validité des inférences sur les effets du projet dépend fortement de l'exactitude et de la précision des modèles utilisés :

Recommandation 3. L'exactitude et la précision empiriques de tous les modèles utilisés pour estimer les paramètres de mesure sélectionnés doivent être déterminées, et les seuils minimaux d'exactitude et de précision empiriques pour leur application doivent être explicitement décrits et justifiés.

Analyse et inférence statistiques

Dans les programmes de suivi, les conclusions sur les effets du projet sont basées sur l'analyse statistique des données de surveillance. Toutes ces analyses mettent en jeu l'ajustement de modèles mathématiques aux données de surveillance, les effets du projet étant généralement déduits de l'ampleur des termes particuliers du modèle. Par conséquent, il est essentiel de savoir quels modèles sont ajustés, comment ils sont ajustés et comment les effets des projets sont déduits des modèles ajustés pour comprendre la validité des conclusions sur les effets des projets. Bien que l'OSI reconnaisse que la pertinence d'une approche de modélisation particulière dépend en partie des données analysées, il est néanmoins essentiel d'établir une approche de présomption de la modélisation *avant* que les données ne soient collectées.

Recommandation 4. Pour chaque composante de l'étude, il convient de fournir une description claire et complète de tous les modèles statistiques présumés qui seront utilisés pour déduire les effets du projet. Cette description doit comprendre la justification du choix des modèles et des méthodes d'ajustement, ainsi qu'une explication de la manière dont les effets du projet seront déduits des modèles ajustés. Si les modèles qui sont utilisés après la collecte des données diffèrent des modèles présumés, la raison sous-jacente du changement doit être clairement expliquée et justifiée.

Toutes les composantes de l'étude proposée font référence à la taille de l'échantillon (p. ex., le nombre de lieux ou de périodes d'échantillonnage). Dans le cadre du suivi, la taille de l'échantillon est importante en partie en raison de ses répercussions sur la puissance statistique – la capacité à détecter un effet de projet d'une certaine ampleur. Les plans de suivi de faible puissance peuvent ne pas détecter certains effets importants du projet, en particulier ceux qui sont comparativement faibles sur une base annuelle, mais qui s'accumulent au fil du temps, ce qui peut conduire à la conclusion erronée que le projet n'a pas eu d'effet. Dans l'approche uniformisée de l'inférence, la détermination de la taille de l'échantillon nécessite la spécification de la puissance souhaitée et une taille minimale d'effet détectable⁶. Cependant, de toutes les

⁶ Dans le contexte du suivi, une taille minimale d'effet détectable est la taille minimale d'un effet d'un projet que l'on souhaite détecter avec une probabilité donnée. Plus la taille minimale de l'effet détectable est petite et la probabilité de détection requise est grande, plus la taille de l'échantillon doit être importante.

composantes de l'étude proposée, seule l'étude sur le régime alimentaire du bécasseau d'Alaska est explicite quant au seuil de détection minimal (20 % de changement induit par le projet dans la proportion de biofilm dans ce régime alimentaire).

Recommandation 5. Pour tous les paramètres de mesure de la salinité, du biofilm et du bécasseau d'Alaska, les hypothèses sur lesquelles sont basées les estimations de la taille minimale de l'échantillon pour le suivi (c.-à-d. la puissance souhaitée et la taille minimale de l'effet pertinent détectable) doivent être explicitement énoncées et justifiées.

Sélection des paramètres de mesure

Pour tous les programmes de suivi suggérés, plusieurs paramètres de mesure sont proposés. Bien que l'utilisation de paramètres de mesure multiples présente plusieurs avantages, elle peut poser des problèmes, notamment dans l'interprétation des résultats. Par exemple, si plusieurs paramètres de mesure sont traités indépendamment dans l'analyse statistique, et que l'analyse aboutit à la détection d'effets indésirables pour certains d'entre eux, mais pas pour tous, que peut-on en conclure? En outre, si deux paramètres sélectionnés sont fortement corrélés, les ressources consacrées à l'échantillonnage de l'un ou de l'autre sont en grande partie gaspillées, car il n'y a pas de renseignements supplémentaires à obtenir en contrôlant les deux.

Recommandation 6. Tous les paramètres de mesure sélectionnés doivent être liés de manière claire et convaincante à au moins un paramètre d'évaluation, et les corrélations entre les multiples paramètres de mesure et leurs répercussions doivent être explorées à l'aide d'approches de modélisation multivariée. Lorsque les résultats du suivi permettent de tirer des conclusions différentes sur les effets du projet pour différents paramètres de mesure associés au même paramètre d'évaluation, la manière dont ces résultats incohérents seront interprétés doit être explicitement mentionnée.

Enfin, pour réduire l'ambiguïté et l'incertitude concernant les effets prévus du projet, il est important que chaque composante de l'étude ait des objectifs clairs et que les résultats prévus pour chaque paramètre de mesure sélectionné soient explicitement indiqués.

Recommandation 7. Chaque composante de l'étude doit comprendre des déclarations claires et concises (1 à 2 phrases) qui décrivent explicitement : 1) la ou les questions abordées par la conception de l'étude proposée; 2) la manière dont ces questions découlent d'un ou de plusieurs éléments de la déclaration de décision 10.4; et 3) les changements prévus pour chaque paramètre de mesure sélectionné en raison de la mise en œuvre du projet.

SECTION II : EXAMEN DÉTAILLÉ

1. HISTORIQUE ET CONTEXTE DE L'EXAMEN

Parmi ses conclusions, le comité d'examen constitué pour le projet de Terminal 2 à Roberts Bank de l'Administration portuaire Vancouver Fraser à Delta, en Colombie-Britannique, n'a pas été en mesure de déterminer avec certitude si le projet aurait, dans le biofilm, un effet négatif sur la production d'acides gras polyinsaturés, une composante nutritionnelle potentiellement essentielle du biofilm consommé par les bécasseaux d'Alaska et d'autres oiseaux de rivage lors de leurs haltes migratoires à Roberts Bank. Par conséquent, la commission d'examen n'a pu déterminer avec une confiance raisonnable si le projet aurait ou non un effet négatif sur le bécasseau d'Alaska.

Conformément à la condition 10.4 de la déclaration de décision relative au Terminal 2⁷, l'Administration portuaire :

10.4.1. détermine les paramètres de surveillance, les méthodes et les seuils, et présente ceux-ci à l'Agence aux fins d'examen et de commentaires par un organisme scientifique indépendant établi par l'Agence. Les seuils doivent comprendre les seuils au-delà desquels un effet environnemental négatif potentiel sur le biofilm ou les bécasseaux d'Alaska (*Calidris mauri*) est susceptible de se produire à la suite d'un changement de la salinité dû au projet désigné;

10.4.2. établit, avant la construction, les conditions de référence, en tenant compte de la variabilité, pour les paramètres établis conformément à la condition 10.4.1;

10.4.3. surveille – pendant un minimum de 36 mois immédiatement après la construction de la digue de confinement du bassin est du terminal maritime – les paramètres établis conformément à la condition 10.4.1, et les compare aux seuils établis conformément à la condition 10.4.1;

10.4.4. soumet les données sur les conditions de référence établies conformément à la condition 10.4.2 et les résultats de la surveillance menée conformément à la condition 10.4.3 à l'Agence aux fins d'examen par l'organisme scientifique indépendant;

10.4.5. si la surveillance effectuée conformément à la condition 10.4.3 indique que des changements aux paramètres de surveillance attribuables au projet désigné dépassent les seuils établis à la condition 10.4.1 et que cela est confirmé par l'organisme scientifique indépendant, élabore et met en œuvre des mesures d'atténuation modifiées ou supplémentaires pour ramener les paramètres de surveillance sous les seuils ou pour compenser les effets. Ces mesures d'atténuation modifiées ou supplémentaires peuvent

⁷ Disponible à l'adresse : <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80054/147356F.pdf> (consulté le 8 juillet 2024).

comprendre des activités de création et d'amélioration d'habitats de biofilm et la restructuration ou l'enlèvement d'infrastructures.

Conformément à la condition 10.4.1 de l'énoncé de décision concernant le projet du Terminal 2, un organisme scientifique indépendant (OSI) a été créé par la conseillère scientifique en chef du Canada à la demande de l'Agence d'évaluation d'impact du Canada. Le mandat⁸ de l'OSI a été élaboré par le Bureau de la conseillère scientifique en chef du Canada, en collaboration avec l'Agence.

Dans ce rapport, l'OSI examine la première tranche de documents soumis par le promoteur conformément à la condition 10.4. Cela comprend les suivants :

- Programme de suivi du bécasseau d'Alaska – conception du programme de surveillance
- Annexe A : conception de l'étude de la salinité
- Annexe B : conception de l'étude sur la disponibilité du biofilm
- Annexe C : conception de l'étude sur le régime alimentaire du bécasseau d'Alaska

Les documents ultérieurs (tranche 2) qui seront examinés par l'OSI sont les suivants :

- Annexe D : conception des composants de l'étude de la prise d'énergie du bécasseau de l'Alaska
- Annexe E : conception des composantes de l'étude sur la distribution et l'intensité de la recherche de nourriture du bécasseau d'Alaska
- Annexe F : conception des composantes de l'étude d'abondance du bécasseau d'Alaska

L'OSI examinera également l'approche de gestion adaptative (AGA) qui sera élaborée à la suite de la conception définitive du programme de surveillance et de la mise en œuvre de la collecte de données avant la construction. L'AGA se concentrera : sur la caractérisation des seuils au-delà desquels un effet indésirable potentiel sur le biofilm ou le bécasseau d'Alaska est susceptible de se produire en raison des changements de salinité causés par le projet; sur une description du processus de gestion adaptative qui sera mis en œuvre si les seuils sont dépassés; ainsi que sur des mesures de gestion adaptative potentielles qui peuvent être mises en œuvre pour atténuer tout dépassement des seuils.

Étant donné qu'aucun des documents de la tranche 1 ne contient de renseignements sur les seuils de gestion adaptative, l'examen actuel se concentre sur : a) la détermination des conditions de référence, conformément à la condition 10.4.2; et b) l'ensemble des paramètres et méthodes de surveillance proposés par le promoteur pour la salinité, le biofilm et le bécasseau d'Alaska, conformément à la condition 10.4.1.

⁸ Disponible à l'adresse : <https://science.gc.ca/site/science/fr/bureau-conseillere-scientifique-chef/organisme-scientifique-independant-lincidence-environnementale-projet-terminal-2-roberts-bank/mandat-osi> (page consultée le 22 juillet 2024).

2. CONSTATATIONS

2.1 Interprétation de la condition 10.4 de la déclaration de décision

Le 24 août 2020, le ministre de l'Environnement et du Changement climatique du Canada (ECCC) a demandé à l'Administration portuaire de fournir des renseignements supplémentaires concernant des mesures d'atténuation potentielles qui permettraient d'éviter ou de réduire plusieurs des effets environnementaux décrits dans l'étude d'impact environnemental. Le ministre a notamment demandé une modélisation supplémentaire de la géomorphologie côtière et des changements de salinité susceptibles d'affecter le biofilm et les oiseaux migrateurs. La réponse du promoteur aux renseignements demandés concernant le biofilm et les oiseaux migrateurs est décrite dans la demande d'information (DI) 2020-4 à propos du biofilm et des effets sur les oiseaux migrateurs (IR2020-4) et dans l'annexe du point IR2020-4 (IR2020-4-A). Dans sa réponse, l'Administration portuaire a conclu ce qui suit :

« La conclusion de l'étude d'impact environnemental selon laquelle les changements de salinité liés au projet n'auraient pas d'incidence néfaste sur le biofilm et les oiseaux migrateurs, y compris les oiseaux de rivage, demeure inchangée, et elle est appuyée par des éléments probants indiquant que le biofilm à Roberts Bank est en bonne santé et abondant dans différentes conditions de salinité⁹. »

Dans son examen de la réponse de l'Administration portuaire à la demande d'informations, ECCC a conclu :

« [...] après examen des documents IR2020-4 et IR2020-4-A, l'opinion d'ECCC [...] reste que les effets du projet, tel qu'il est conçu, seront probablement irrémédiables et irréversibles, entraînant un risque accru pour la viabilité de la population de l'espèce de bécasseau d'Alaska, en particulier. »

Il semble donc clair que pour ECCC, la principale préoccupation (c.-à-d. le principal *paramètre d'évaluation*) est la *viabilité de la population* du bécasseau d'Alaska.

La réponse de l'Administration portuaire à l'IR2020-4 est la suivante :

« [...] [l]a conclusion de l'étude d'impact environnemental selon laquelle les changements de salinité liés au projet n'auraient pas d'incidence néfaste sur le biofilm et les oiseaux migrateurs, y compris les oiseaux de rivage, demeure inchangée [...] ».

⁹ *Projet du Terminal 2 Roberts Bank : Sommaire exécutif de la réponse à la demande de renseignements* (24 sept. 2021, p. 9).

Mais on ne sait pas exactement *quels* paramètres d'**évaluation** du bécasseau d'Alaska sont sous-entendus dans cette déclaration. Plusieurs interprétations évidentes sont possibles :

- (1) *Quels que soient* les effets indésirables *immédiats* que le projet pourrait avoir sur le bécasseau d'Alaska (p. ex., des changements dans le régime alimentaire, le comportement de recherche de nourriture, etc.), ils *ne* constitueraient *pas* un risque supplémentaire important (c.-à-d. supérieur au contexte) pour la *viabilité de la population* du bécasseau d'Alaska.
- (2) Le projet n'aura pas d'effets indésirables immédiats significatifs sur le bécasseau d'Alaska, c.-à-d. qu'il n'y aura pas de changements significatifs dans le régime alimentaire, le comportement de recherche de nourriture, etc.

Il s'agit d'interprétations différentes qui ont des répercussions importantes pour le suivi et la gestion adaptative. Selon l'interprétation (1), la prévision concerne un effet indésirable du projet sur la viabilité de la population de bécasseau d'Alaska. Dans la mesure où un programme de suivi est censé vérifier les prévisions, il devrait donc être conçu pour détecter les changements dans les paramètres de mesure qui sont fortement prédictifs de la viabilité de la population du bécasseau d'Alaska.

La viabilité de la population peut être estimée à partir des fluctuations de sa taille dans le temps ou à partir des taux vitaux estimés, ce qui n'est pas le cas dans le programme de suivi proposé. Il n'est pas non plus certain que le suivi se poursuivra suffisamment longtemps pour permettre des estimations fiables des effets du projet sur la viabilité de la population en fonction de l'évolution de l'un ou l'autre de ces paramètres. Par conséquent, si l'on considère que les prévisions concernent la viabilité de la population de bécasseau d'Alaska, il semble que le programme de suivi proposé ne puisse pas les vérifier.

En revanche, selon la seconde interprétation, la viabilité de la population peut toujours être la préoccupation ultime, mais les prédictions concernent strictement les *effets indésirables immédiats eux-mêmes*. Le suivi doit donc être axé sur des paramètres de mesure qui permettent de prédire ces effets immédiats. Selon cette interprétation, l'OSI estime qu'un grand nombre des paramètres sélectionnés pour le programme de suivi proposé satisfont à ce critère, auquel cas le programme proposé est – au moins en principe – en mesure de vérifier les prédictions.

Aux fins du présent réexamen, l'OSI a adopté cette dernière interprétation. Toutefois, l'OSI note que, comme le programme de suivi proposé n'inclut pas de paramètres de mesure directement liés à la viabilité de la population de bécasseau d'Alaska, toute inférence sur la viabilité de la population sera sujette à une incertitude d'extrapolation notable, voire importante¹⁰.

¹⁰ Cette incertitude pourrait être réduite si, dans le cadre d'un plan de gestion adaptative, le dépassement des seuils établis *a priori* entraîne la conception et la mise en œuvre d'une ou plusieurs études conçues pour examiner la relation entre les effets induits par le projet sur les paramètres de mesure identifiés et les fluctuations de la population et/ou les taux vitaux. L'OSI note en passant que de telles études nécessiteraient des conceptions très différentes de celles qui sont actuellement proposées.

2.2. ÉTUDE DE LA COMPOSANTE SALINITÉ

L'étude de la salinité est bien décrite, et la plupart des détails nécessaires à l'évaluation du programme de suivi proposé sont clairement présentés. Il est également clair que le promoteur a investi des ressources considérables dans la surveillance de la salinité à ce jour, en recueillant des données qui sont essentielles non seulement pour valider le modèle de salinité Navier-Stokes (NS), mais aussi pour déduire les effets du projet.

2.2.1. Conception de l'étude

- (1) Les données de surveillance de la salinité sur le terrain ne seront disponibles que pour deux des quatre cellules de type BACI (avant sans projet et après avec le projet); les deux autres cellules (avant avec projet et après sans projet) sont basées exclusivement sur des données *modélisées*. Il n'y a donc pas de contrôle empirique proposé.

Cela a plusieurs répercussions. Tout d'abord, parce que les inférences sur les effets du projet basées sur les données de terrain mettent exclusivement en jeu les cellules « avant sans » et « après avec » de la matrice de conception, pour ces données, la conception de l'étude est avant-après, une conception dont la force inférentielle est considérablement plus faible que celle d'une étude BACI.

Deuxièmement, pour les données du modèle NS, il n'y a pas de différence entre « avant sans projet » et « après sans projet », ou entre « avant avec projet » et « après avec projet », si l'on suppose la stationnarité des processus modélisés influant sur la salinité au cours de la période examinée. En d'autres mots, le plan d'étude pour les données du modèle NS est fondamentalement un plan contrôle-impact (plan CI), dont la force inférentielle est encore une fois inférieure à celle d'une étude BACI.

Troisièmement, comme le montre la figure 3.1. de l'étude de la composante salinité, on peut utiliser : a) les données de surveillance sur le terrain « avant sans » pour évaluer l'exactitude et la précision empiriques du modèle NS « sans projet »; et b) les données de surveillance sur le terrain « après-avec » pour évaluer l'exactitude et la précision du modèle NS « avec projet ». Mais comme il n'y a pas de données de terrain pour « avant avec » et « après sans », il n'est pas possible de produire une estimation *empirique* indépendante de l'exactitude et de la précision des données du modèle NS pour ces cellules de la matrice de conception. Le mieux que l'on peut faire est de supposer la stationnarité de la précision et de l'exactitude du modèle (par exemple, de sorte que les estimations empiriques de la précision et de l'exactitude du modèle NS basées sur « avant sans » et « après avec » s'appliquent également à « après sans » et « avant avec » respectivement). Ainsi, la comparaison (plan CI) « avec/sans » utilisant des données modélisées NS est compromise par la conception relativement faible de l'étude

(CI par rapport à BACI), et encore plus compromise par une estimation de l'exactitude et de la précision basée uniquement sur une stationnarité présumée – non validée.

Si la comparaison du plan CI à l'aide de données modélisées NS ne donne qu'une inférence faible, pourquoi la faire dans le contexte du suivi? L'OSI pense que c'est parce que les deux derniers paramètres énumérés dans le tableau 3.1 (qui, contrairement aux quatre premiers, représentent des variables *extensives* plutôt qu'*intensives*¹¹) ne peuvent pas être estimés de manière empirique à partir des données de salinité recueillies sur le terrain dans les 11 stations. Pour ces variables, il est nécessaire d'estimer la surface de salinité à un moment donné avec une résolution spatiale $< ha$ pour l'ensemble de la zone d'impact (environ 15 km²), et 11 stations sont largement insuffisantes pour ce faire. Par conséquent, le modèle NS est le seul moyen d'obtenir ces estimations.

Cependant, on ne peut pas supposer que l'exactitude et la précision dérivées des tests empiriques avant-après du modèle NS s'appliquent à ces paramètres extensifs parce que les évaluations de l'exactitude et de la précision concernent des estimations ponctuelles de variables intensives à un petit nombre d'endroits individuels, et non des estimations cumulatives de variables extensives sur une zone d'environ 15 km². Ainsi, même si le modèle NS présente une exactitude et une précision empiriques élevées par rapport aux données de terrain des 11 stations, le fait d'en déduire que c'est également le cas pour les deux derniers paramètres énumérés dans le tableau 3.1 pour l'ensemble de la zone d'impact de 15 km² serait, de l'avis de l'OSI, totalement injustifié.

Enfin, l'OSI note que, contrairement aux quatre premiers paramètres du tableau 3.1, pour lesquels on dispose d'un nombre défini de stations et donc d'une taille d'échantillon définie pour les répétitions spatiales, on ne peut pas utiliser les estimations du modèle NS des deux derniers paramètres du tableau 3.1 pour déduire les effets du projet à partir de modèles statistiques ajustés, car la taille de l'échantillon est arbitraire : pour une surface modélisée d'une superficie X (p. ex., 15 km²) avec une taille de maille spatiale ΔX (disons, 1 ha), on peut générer un échantillon dont la taille est comprise entre 1 et $X/\Delta X$ (disons 1 500). Et comme la taille de l'échantillon détermine la puissance, en choisissant une valeur N qui est faible, on élimine effectivement toute

¹¹ Les variables *extensives* et *intensives* décrivent les propriétés d'un système qui dépendent ou ne dépendent pas respectivement de la taille du système. Par exemple, la *densité* d'un objet est une propriété intensive, puisque la densité ne change pas en fonction de la taille de l'objet (p. ex., la densité d'un lingot d'or de 1 kg est la même que celle d'un lingot de 20 kg). En revanche, la *masse* d'un objet est une propriété extensive : la masse d'un lingot d'or de 1 L est très différente de celle d'un lingot d'or de 10 L. Dans le contexte de l'étude de salinité proposée (voir tableau 3.1), les oscillations quotidiennes de la salinité dans une station de terrain constituent une variable *intensive*, tandis que le nombre d'hectares d'une zone clé du biofilm subissant une variation quotidienne spécifiée de la salinité est une variable *extensive* (tableau 3.1). De même, dans l'étude proposée sur les biofilms (voir tableau 3.1), la biomasse de microphytobenthos (MPB) (en mg/m²) est une variable intensive, tandis que la biomasse du MPB dans une zone définie (en tonnes) est une variable extensive.

chance de détecter un effet du projet – quelle que soit son importance – alors qu'en choisissant une valeur N élevée, on peut détecter même des effets du projet insignifiants du point de vue écologique. L'OSI soupçonne que c'est la raison pour laquelle l'approche analytique décrite des données modélisées NS (voir l'étude de la composante salinité, section 4.3, p. 16) ne fait pas référence aux modèles statistiques ou aux déductions qui en découlent.

Recommandation 2.2.1.1. En ce qui concerne les deux derniers paramètres de mesure (étendus) énumérés dans le tableau 3.1 :

- (i) Soit ils sont éliminés et le suivi de la salinité se concentre sur les quatre premiers;
- (ii) Soit ils sont conservés et les résultats sont présentés sous forme de graphiques similaires à ceux proposés à la section 4.2.3 de l'étude de la composante salinité. Mais dans toute présentation de ce type, il convient d'indiquer explicitement que ces « changements déduits » sont en fait des changements modélisés dont l'exactitude et la précision empiriques ne peuvent être directement estimées.

- (2) La zone d'impact Brunswick devrait présenter des effets spatialement variables du projet sur les profils de salinité, avec un gradient d'effet allant approximativement de la partie nord-ouest (où l'on s'attend à de petits changements positifs de la salinité et à de petites expansions de la plage quotidienne de salinité) au sud-est (où l'on s'attend à des changements négatifs comparativement supérieurs de la salinité et à des réductions de la plage quotidienne – p. ex., voir les figures 3.4 et 3.7 de l'étude de la composante salinité). Pour vérifier les prévisions, les stations d'échantillonnage de la salinité sur le terrain doivent être situées de manière à tester rigoureusement la valeur prédictive du modèle de salinité pendant et après la mise en œuvre du projet, en veillant à ce que les sites d'échantillonnage couvrent l'intégralité du gradient spatial (prévu).

Recommandation 2.2.1.2. Dans la zone d'impact Brunswick, les stations de salinité devraient être réparties en quatre strates différentes, avec au moins trois stations (agissant comme des triplicata) par strate : les changements de salinité prévus sont (1) positifs; (2) légèrement négatifs; (3) modérément négatifs; et (4) fortement négatifs. Il n'est pas certain que l'ensemble actuel de 11 stations de salinité satisfasse à ce critère : si ce n'est pas le cas, le nombre de stations existantes devrait être bonifié pour garantir le respect de ce critère.

2.2.2. Validation du modèle de salinité Navier-Stokes

- (1) On ne sait pas exactement comment le modèle NS sera validé (composante de l'étude de la salinité, section 3.5.2.2, p. 15). D'après la description fournie, il semble que, pour chaque jour de la période de migration des bécasseaux au cours d'une année donnée, il

y aura une estimation empirique du profil de salinité basée sur la surveillance sur le terrain des quatre premiers paramètres énumérés dans le tableau 3.1 ainsi qu'une estimation modélisée à chaque station. Est-ce exact? Sinon, que faire? L'analyse de l'exactitude et de la précision sera-t-elle stratifiée par station? Par année? Et comment l'exactitude et la précision seront-elles estimées? Utilisera-t-on une régression linéaire de mesures empiriques sur des estimations modélisées, l'exactitude étant déterminée par la pente et la précision par l'erreur quadratique moyenne résiduelle (ou autre)? Enfin, existe-t-il un seuil d'exactitude et de précision en deçà duquel le modèle ne serait pas considéré comme fiable?

Recommandation 2.2.2.1. Il convient de fournir une explication claire et détaillée de la manière dont seront déterminées l'exactitude et la précision des estimations des quatre premiers paramètres de mesure énumérés dans le tableau 3.1.

- (2) Comment l'incertitude associée aux estimations des deux derniers paramètres énumérés dans le tableau 3.1 sera-t-elle caractérisée si l'on continue à les utiliser (voir la recommandation 2.2.1.1 ci-dessus)? Actuellement, l'annexe de l'étude de la composante salinité fournit des renseignements très utiles et détaillés sur le modèle NS et ses prédictions, mais aucun renseignement sur la manière dont les estimations de l'exactitude et de la précision associées seront – ou même *seraient* – dérivées, étant donné que des estimations *empiriques* (fiables) de l'exactitude et de la précision du modèle pour ces paramètres semblent impossibles à obtenir dans le cadre du plan d'échantillonnage proposé [voir section 2.2.1 (1) ci-dessus].

Recommandation 2.2.2.2. Si les deux derniers paramètres modélisés du tableau 3.1 continuent d'être utilisés, il convient de fournir une description détaillée de la manière dont l'exactitude et la précision *empiriques* du modèle NS par rapport à ces paramètres seront déterminées.

2.2.3. Paramètres de mesure de la salinité

Les données brutes de salinité sur le terrain sont des mesures de la salinité à un endroit donné (l'une des 11 stations d'échantillonnage) et à un moment donné, c.-à-d. une *série temporelle* propre à l'endroit.

Cela a plusieurs répercussions. Tout d'abord, en principe, il existe un nombre infini de paramètres (« mesures ») que l'on peut dériver d'une telle série, dont quatre sont proposés dans le tableau 3.1. D'où la question évidente : pourquoi ceux-ci plutôt que d'autres?

De l'avis de l'OSI, les justifications données dans le tableau 3.1 ne sont pas suffisamment convaincantes. Par exemple, l'argument « utile pour la comparaison avec les données de terrain d'autres années » pour justifier les 5^e et 95^e centiles quotidiens est faible : après tout, pour d'autres années, on aurait vraisemblablement aussi les 10^e et 90^e centiles, ou les 15^e et 85^e centiles, ou... La même justification faible est utilisée pour la plage de salinité à court terme, dont la justification supplémentaire est qu'elle constitue une « mesure de validation du

rendement » – une justification encore plus faible puisque le résultat *brut* du modèle NS est une prévision de salinité à un moment et à un endroit donnés, et *non* une *plage* de salinité quotidienne (qui est une estimation *dérivée* basée sur les estimations du modèle tout au long de la journée).

De l'avis de l'OSI, le choix des attributs de la série chronologique de mesures de la salinité à utiliser pour déduire les effets du projet doit se fonder sur deux critères : 1) l'attribut choisi est clairement et directement lié à une hypothèse explicite et pertinente¹² qui peut être testée à l'aide des données relatives à la salinité (comme cela semble être le cas pour la plage de salinité quotidienne, par exemple); et/ou 2) il existe des preuves indépendantes (provenant par exemple d'autres études sur le terrain ou en laboratoire) d'une association empirique entre l'attribut de salinité en question et un ou plusieurs paramètres sélectionnés de mesure de la qualité ou de la quantité du biofilm.

- (1) *Plage de salinité à court terme (PSCT)*. La description n'indique pas clairement de quoi il s'agit. S'agit-il de la différence entre les valeurs maximales et minimales de salinité (estimées par le modèle NS) sur une période de 24 heures?
- (2) *Oscillations quotidiennes de la salinité (OQS)*. Là encore, on ne sait pas très bien comment cela est caractérisé et en quoi cela diffère de la PSCT. S'agit-il du nombre de fois où, au cours d'une période de 24 heures, la salinité varie de plus de 5 unités de salinité pratiques (USP)? Si ce n'est pas le cas, de quoi s'agit-il? Pourquoi la résolution est-elle fixée à 5 USP, alors que pour d'autres paramètres, la résolution est de 2 USP? Les données empiriques et modélisées ont toutes deux une résolution beaucoup plus fine de 5 USP?
- (3) *5 et 95^e centiles (5/95C) et 50^e centile pendant la migration vers le nord*. Percentile de quoi, précisément? La distribution journalière de la salinité? Et pourquoi ces percentiles plutôt que d'autres? S'il s'agit de centiles de la distribution journalière de la salinité, ils seront probablement corrélés entre eux et avec la PSCT et l'OQS (en fonction de la façon dont ils sont définis), auquel cas ces paramètres ne devraient pas être considérés comme indépendants (voir également la section I, recommandation 6).

Recommandation 2.2.3.1. Tous les paramètres de salinité sélectionnés doivent être définis sans ambiguïté, avec une justification claire et convaincante pour chacun d'entre eux.

2.2.4. Analyse statistique des données de surveillance de la salinité sur le terrain

- (1) La description fournie (section 4.2 de la composante de l'étude de la salinité) ne permet pas de déterminer clairement si les profils de salinité « se situent dans la plage naturelle de variabilité ». Il semble qu'un modèle de régression à deux variables sera ajusté à une

¹² Dans ce contexte, une hypothèse « pertinente » est une hypothèse dont la véracité (ou l'absence de véracité) a des répercussions directes démontrables pour l'objectif du programme de suivi consistant à vérifier les prédictions de l'étude d'impact.

sorte de moyenne temporelle des données de terrain à chaque station, en utilisant les données d'avant la construction pour ajuster le modèle. Sans savoir avec quelle précision le modèle de régression ajusté sera utilisé pour caractériser « l'étendue de la variabilité naturelle », l'OSI n'est pas en mesure d'évaluer la validité de l'approche proposée. Mais puisque le test des effets de projet consiste à déterminer si les données « après » se situent en dehors de la plage normale, la façon dont cette dernière est caractérisée, ce que l'on entend précisément par « se situer en dehors » et la façon dont on déterminera si les données se situent en dehors de cette plage sont des renseignements essentiels qui font défaut dans la description actuelle.

Recommandation 2.2.4.1. Il convient de fournir une description détaillée de la manière dont la plage de variation naturelle des profils de salinité sera déterminée sur la base de l'approche de régression proposée et de la manière dont on déterminera si un profil « après » se situe « en dehors » de cette plage¹³.

- (2) D'après le tableau 3.1, les différents paramètres de surveillance sur le terrain semblent être simplement des attributs différents de la distribution quotidienne de la salinité sur un site. On peut donc s'attendre à une certaine corrélation entre ces attributs. La description n'est pas claire sur ce point, mais il semble que l'analyse proposée traitera chaque paramètre d'évaluation du tableau 3.1 de manière indépendante, en supposant que ces différents attributs ne sont pas corrélés. L'OSI estime qu'il s'agit d'une approche multivariée, le vecteur de réponse (dépendant) ayant des éléments correspondant aux différents paramètres de salinité (intensive).

¹³ Dans ce cas, l'OSI pourrait proposer la suggestion suivante. Supposons qu'en utilisant une certaine approche, on décide qu'un modèle M avec une variance d'erreur associée $E(M|B)$ fournit la meilleure adéquation aux données de terrain sur la salinité « avant sans ». Une interprétation de la description donnée à la section 4.2 de l'étude sur la salinité est que le modèle *identique* M sera utilisé (et *non* ajusté) pour les données de surveillance « après », générant une variance d'erreur « après » $E(M|A)$. Ensuite, les deux variances d'erreur $E(M|B)$ et $E(M|A)$ seront comparées. Si $E(M|A) > E(M|B)$, on en déduit qu'il y a eu un effet du projet, et plus la différence $(E(M|A) - E(M|B))$ est importante, plus l'effet déduit du projet est grand. (Cela nous semble être une approche raisonnable, même si ce n'est pas la seule, mais d'après la description fournie, il n'est pas clair si c'est l'intention.)

En adoptant une approche d'inférence basée sur les tests d'hypothèse, on peut alors définir une hypothèse nulle (unilatérale) : $H_0: E(M|A) \leq E(M|B)$. L'OSI note cependant que cette valeur nulle n'est pas informative : en effet, elle suppose implicitement que le modèle NS utilisé pour générer des prédictions sur les effets du projet est erroné parce que la valeur nulle ne correspond à *aucun* changement de salinité alors que le modèle NS prédit *certain*s changements (particuliers) sur le site. Ce qu'il faut retenir ici, c'est que la valeur nulle n'étant pas informative, son rejet ou son acceptation ne l'est pas non plus. Pour nous, cela souligne l'idée (voir la recommandation 2.2.4 ci-dessus) qu'ici, comme ailleurs, ce qui importe pour déduire les effets du projet est la taille estimée de l'effet « induit par le projet » – dans ce cas, $E(M|A) - E(M|B)$: plus elle est grande, plus l'effet déduit du projet est important. Il s'ensuit que la modélisation statistique doit se concentrer sur la production d'estimations de la taille de l'effet, et non sur la vérification de l'hypothèse nulle.

Recommandation 2.2.4.2. Voir la section I, recommandation 6.

- (3) Les données de salinité des stations individuelles seront autocorrélées à plusieurs échelles de temps. En outre, la salinité à différentes stations peut également être autocorrélée dans l'espace – c'est en tout cas ce que suggèrent les résultats de la modélisation NS. D'après la description de l'étude de la composante salinité à la section 4.2, il ne semble pas que l'approche de régression suggérée tienne compte de l'autocorrélation temporelle (voir également (4) ci-dessous). L'autocorrélation spatiale peut être traitée en ajustant des modèles distincts pour chaque station, mais il reste alors la possibilité que la valeur prédictive du modèle de régression proposé diffère d'une station à l'autre. Que conclura-t-on si, pour un certain sous-ensemble de stations, les données « après » se situent en dehors de la plage de variation naturelle, alors que ce n'est pas le cas pour d'autres stations? Une meilleure approche pourrait consister à adapter des modèles mixtes dans lesquels on modélise la station comme un effet aléatoire en incluant une durée d'autocorrélation spatiale.
- (4) D'après la description de l'étude de la composante salinité à la section 4.2, il semble qu'il y aura une sorte de « grainage grossier » temporel des données sur la salinité, le débit et la marée, avec des médianes ou des moyennes ainsi que des fourchettes dérivées pour chaque « segment » temporel. Mais la *raison pour laquelle* un tel grainage grossier (temporel) est nécessaire n'est pas claire. Les données brutes étant des séries chronologiques, pourquoi ne pas utiliser des modèles autorégressifs plutôt que de simples modèles de régression? Cela permettrait d'éliminer la nécessité d'un grainage grossier temporel ou, à tout le moins, de réduire la taille du grainage temporel (p. ex., les données sur la salinité sont recueillies toutes les 5 minutes, de sorte que l'établissement d'une moyenne sur une taille de grain temporel d'une heure semble raisonnable pour la modélisation autorégressive). Pourquoi ne pas utiliser une approche autorégressive de la modélisation, apparemment plus appropriée, plutôt que l'approche de régression simple proposée, d'autant plus que pour de telles données, l'approche de régression standard proposée comporte de nombreuses lacunes, notamment :
- (a) Le grainage grossier à une taille de grain suffisamment grande peut réduire le problème de l'autocorrélation temporelle (voir (3) ci-dessus). Mais il y a un coût associé : il élimine également la variation à l'intérieur du grain, puisqu'un ensemble de valeurs de salinité est remplacé par une valeur unique (p. ex., une médiane), ce qui réduit la variance d'erreur de tout modèle ajusté (puisque la variation « inexplicée » à l'intérieur du grain est automatiquement éliminée). Si cette variation à l'intérieur du grain est biologiquement importante, un grainage grossier éliminera la possibilité de détecter un effet du projet sur des échelles de temps à l'intérieur du grain.
- (b) Les différentes tailles de grains entraîneront probablement des ajustements différents du modèle de régression, ce qui signifie des quantités différentes d'erreurs inexplicées. Si : (i) cette erreur inexplicée est utilisée pour caractériser la « plage de variation naturelle » (voir (1) ci-dessus); et (ii) le dépassement de cette plage naturelle est utilisé pour déduire les effets du projet, il s'ensuit que (iii) le choix de la taille des

grains peut très bien influencer sur les déductions relatives aux effets du projet. Cette dépendance potentielle des inférences sur les effets du projet par rapport au choix du grainage temporel est, de l'avis de l'OSI, problématique. Elle exige au moins une justification claire et convaincante du choix de la taille du grain temporel. Une meilleure approche consisterait à traiter les conditions de grainage dans le temps comme un paramètre ajustable et à examiner la sensibilité des inférences sur les effets du projet aux changements du grainage, ou à adapter des modèles autorégressifs où la question des modèles à différentes échelles temporelles est abordée de manière explicite.

Recommandation 2.2.4.3. La modélisation statistique destinée à étayer les conclusions sur les effets du projet doit tenir compte explicitement de l'autocorrélation spatiale et temporelle potentielle¹⁴. Les déductions concernant les effets du projet doivent tenir compte de l'effet potentiel de la granulométrie spatio-temporelle lorsque les modèles sont ajustés à des données tirées d'un grainage grossier.

2.2.5. Autres défis

- (1) La précision et l'exactitude du modèle NS pouvaient être évaluées pour toutes les années pour lesquelles des données de salinité ont été recueillies sur le terrain dans les 11 stations. Cela a-t-il été fait? Sinon, il faut le faire et présenter les résultats de cette analyse pour chaque année pour laquelle des données sur la salinité sont disponibles. Il sera particulièrement important de déterminer si l'inexactitude et l'imprécision combinées dépassent les effets attendus du projet sur la salinité, c.-à-d. si le bruit du modèle est susceptible d'obscurcir tout signal du projet.

Recommandation 2.2.5.1. La précision et l'exactitude du modèle NS utilisant des données historiques sur la salinité devraient être évaluées et présentées. Cette analyse devrait être utilisée pour évaluer l'exactitude et la précision globales du modèle NS, la variation annuelle de l'exactitude et de la précision, et la variation temporelle propre au site de l'exactitude et de la précision.

- (2) (i) Les données historiques fournissent des renseignements détaillés sur les variations spatio-temporelles de la salinité dans la zone d'impact de Brunswick, sur la base des 11 stations de salinité. Des données historiques (de 2016 à 2018) sont également disponibles pour le biofilm, à proximité immédiate de 7 de ces stations. Ces données semblent permettre une étude de l'association *empirique* entre divers paramètres de salinité (p. ex., l'amplitude journalière) et les paramètres du biofilm pour ces années

¹⁴ Il existe pour cela différents outils de modélisation. Par exemple, le modèle linéaire à effets mixtes en utilisant le logiciel statistique R permet de préciser des modèles mixtes qui incluent des effets d'autocorrélation spatiale et temporelle.

sur la base des données de salinité et du biofilm de ces stations et, plus précisément, une estimation de la valeur prédictive (empirique) de la première par rapport à la seconde.

- (ii) D'après la figure 3.3 de l'étude de la composante salinité, il apparaît que pratiquement toutes les stations de salinité existantes disposent également d'estimations de l'utilisation basées sur les fientes des bécasseaux d'Alaska. Ces données semblent permettre d'étudier l'association empirique entre les attributs du régime de salinité et l'utilisation du bécasseau d'Alaska. Étant donné qu'il existe également 7 stations pour lesquelles des données sur le biofilm sont associées, l'association empirique entre le biofilm et l'utilisation du bécasseau d'Alaska a également pu être étudiée.
- (iii) Comme il existe également des données modélisées sur la salinité pour chacune des 11 stations, l'analyse décrite aux points (i) et (ii) pourrait également être effectuée en utilisant les données modélisées par rapport aux données de terrain¹⁵.

Les résultats des points (i) à (iii) seraient des modèles empiriques ajustés qui peuvent être utilisés pour prédire les effets sur le biofilm et le bécasseau d'Alaska résultant des changements prévus (c.-à-d. modélisés au moyen du modèle NS) dans le régime de salinité. Tout aussi importants, les modèles ajustés fourniraient des estimations quantitatives de la valeur prédictive et de l'incertitude résiduelle (c.-à-d. de la variance d'erreur).

Recommandation 2.2.5.2. Les données existantes sur la salinité (mesurée et modélisée), le biofilm et l'utilisation par le bécasseau d'Alaska devraient être utilisées pour ajuster les modèles empiriques de l'association entre les trois ensembles de paramètres. Ces modèles devraient ensuite être utilisés : 1) pour éclairer les programmes d'échantillonnage de la salinité, du biofilm et du bécasseau d'Alaska (p. ex., pour définir les sous-groupes biologiquement importants pour la salinité, les attributs du biofilm ou l'utilisation par le bécasseau d'Alaska qui ont jusqu'à présent été insuffisamment échantillonnés); et 2) pour faire des prédictions de modèle qui peuvent être directement comparées aux données du biofilm et de l'utilisation par le bécasseau d'Alaska « après » la construction du projet afin d'évaluer la valeur prédictive prospective des modèles ajustés en ce qui concerne les effets réalisés du projet.

¹⁵ De nombreuses études sur la salinité, le biofilm et le bécasseau d'Alaska à Roberts Bank ont été menées au cours de la dernière décennie, dont très peu ont été examinées par l'OSI. Il est donc tout à fait possible que les recherches décrites et recommandées ici (et peut-être ailleurs dans ce rapport) aient déjà été effectuées. Si c'est le cas, ces analyses doivent être présentées.

2.3. ÉTUDE DU BIOFILM

2.3.1. Conception de l'étude (quantification du biofilm)

- (1) L'étude de quantification du biofilm propose d'utiliser l'île de Westham comme zone de contrôle :
 - (i) Pour que Westham serve de zone de contrôle appropriée pour le biofilm, les facteurs influençant la qualité et la quantité du biofilm devraient être les mêmes que dans la zone d'impact de Brunswick, sans le projet. Les renseignements présentés dans le tableau 3.2 du document de conception du programme de surveillance des bécasseaux d'Alaska ne sont pas suffisants, de l'avis de l'OSI, pour déduire que c'est le cas. Les facteurs influant le régime de salinité semblent être différents dans les deux zones d'après les résultats de la modélisation NS (voir l'annexe A de l'étude de la composante salinité, en particulier les figures 3.1 et 3.3), une conclusion étayée par le fait que Westham *n'a pas* été choisi comme site de contrôle de la salinité. Si le régime de salinité est différent, il est tout à fait possible que, par rapport à la salinité, d'autres facteurs influant sur la qualité ou la quantité du biofilm jouent un rôle plus important à Westham qu'à Brunswick (ou *vice versa*), même en l'absence du projet, ce qui soulève des préoccupations quant à la pertinence de Westham en tant que zone de contrôle du biofilm.

Recommandation 2.3.1.1. La pertinence de Westham en tant que zone de contrôle du biofilm devrait être évaluée au moyen d'une étude explicitement conçue à cet effet. Les facteurs pour lesquels il existe des preuves d'un effet sur le biofilm – y compris la granulométrie, la température, la pression de pâturage, l'exposition et la clarté/turbidité de l'eau – doivent être explicitement définis et comparés entre le site d'impact et les sites témoins sélectionnés. Lorsqu'il n'y a pas de comparaison par rapport à un facteur défini, il convient de l'indiquer explicitement. Sur la base de ces comparaisons, il convient de procéder à une évaluation de la pertinence du site de contrôle sélectionné pour les paramètres en question et de décrire explicitement les implications de cette évaluation sur les déductions relatives aux effets détectés du projet (ou à l'absence d'effets).

- (ii) Si la zone de contrôle désignée pour le biofilm est considérée comme inappropriée en tant que site de contrôle de la salinité, cela soulève des questions quant à la mesure dans laquelle les programmes de suivi de la salinité et du biofilm proposés peuvent être utilisés pour explorer la relation causale hypothétique entre la salinité et le biofilm. Par exemple, quelle est l'inférence si :
 - a) en utilisant la conception avant-après de la salinité basée sur les données de surveillance sur le terrain, un effet du projet est déduit; mais
 - b) en se basant sur une étude BACI du biofilm, aucun effet du projet n'est déduit? L'interprétation évidente selon laquelle le projet a eu un effet sur la salinité, mais non sur le biofilm, est troublée par le fait que ces deux déductions sont basées sur deux

plans expérimentaux différents ayant une force d'inférence différente, et par le fait que dans le contexte de l'étude BACI, le pouvoir de détection des interactions ordinales plutôt que désordonnées¹⁶ (sur la base desquelles les effets du projet sont déduits) est souvent faible.

Recommandation 2.3.1.2. Le promoteur doit expliquer clairement et explicitement comment les différences de force d'inférence des deux modèles seront prises en considération dans les déductions concernant les effets du projet sur la salinité par rapport au biofilm¹⁷.

- (iii) Le programme de suivi propose un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié pour l'échantillonnage au sol, avec 10 sites par strate dans la zone d'impact de Brunswick et celle de contrôle de Westham (soit 30 sites au total pour chaque zone). Les strates sont définies comme des zones où l'on s'attend à ce que la densité du biofilm soit élevée, modérée et faible « sur la base de plusieurs années d'étude à Roberts Bank ».

L'échantillonnage aléatoire stratifié serait indiqué si l'on prévoyait que le projet aurait des effets différents, par exemple dans les zones où la densité du biofilm est historiquement élevée et dans celles où la densité du biofilm est historiquement faible. Dans le cas de la salinité, le modèle NS prévoit clairement différents effets du projet sur un gradient spatial dans la zone d'impact Brunswick, auquel cas il est indiqué de procéder à une stratification en fonction de l'ampleur prévue de l'effet (voir recommandation 2.2.1.2). Est-ce également le cas pour le biofilm?

Recommandation 2.3.1.3. Une justification explicite du choix d'un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié pour le biofilm doit être fournie. Comme c'est le cas pour la salinité, si les effets du projet dans la zone d'impact sont censés différer entre les sous-zones qui ont historiquement des densités de biofilm différentes. Alors (comme suggéré dans l'étude de la composante alimentaire du bécasseau d'Alaska, avec une stratification comportant deux sous-zones), un échantillonnage aléatoire stratifié basé sur la densité historique du biofilm devrait être déployé à la fois dans la zone de contrôle et celle d'impact en

¹⁶ Pour une description claire des interactions ordinales et désordonnées, voir « *Interaction effects* » à l'adresse : <https://daniellakens.blogspot.com/2020/03/effect-sizes-and-power-for-interactions.html> [EN ANGLAIS SEULEMENT].

¹⁷ Pour la salinité, le biofilm et le bécasseau d'Alaska, les plans d'échantillonnage de suivi proposés, à partir desquels les effets du projet seront déduits, diffèrent par leur force et leur puissance d'inférence *a priori*. Ces différences ont clairement des répercussions sur les déductions concernant l'effet *comparatif* du projet sur la salinité par rapport au biofilm par rapport au bécasseau d'Alaska. Toute inférence de ce type doit donc tenir compte explicitement de ces différences de force et de puissance d'inférence.

utilisant les mêmes strates, de manière à assurer une réplification spatiale adéquate à l'intérieur de la strate.

- (2) Étant donné que le régime de salinité pendant la période de migration printanière est largement déterminé par le débit d'eau douce du fleuve Fraser, dans le cadre de l'étude BACI proposée, la véritable unité d'échantillonnage indépendante est l'année. Étant donné qu'un nombre relativement faible d'années seront échantillonnées avant, pendant et après l'achèvement du projet, la capacité de détection des changements induits par le projet dans les paramètres de mesure sélectionnés sera probablement relativement faible. Il est possible d'améliorer quelque peu cette capacité en augmentant la précision des estimations intra-annuelles, et ce, en augmentant le nombre d'événements d'échantillonnage intra-saisonniers. Actuellement, peu d'événements de ce type sont prévus – p. ex., l'étude du biofilm propose un échantillonnage seulement deux fois au cours de la saison. L'ensemble sera donc insuffisant pour améliorer ce qui sera autrement une faible capacité.

L'étude de la disponibilité du biofilm propose d'étudier les effets du projet pendant la période de migration maximale du bécasseau d'Alaska vers le nord. Cela signifie que, selon le promoteur, les effets du projet sur le bécasseau ne s'accumulent pas au cours de la période de migration (c.-à-d. de la mi-avril à la mi-mai) et ne modifient pas les schémas de migration (p. ex., diminution de la quantité ou de la qualité du biofilm ou des invertébrés entraînant une escale prolongée à Roberts Bank). En outre, si les réactions du biofilm aux variations de la salinité peuvent être rapides, celles de la communauté d'invertébrés peuvent être plus lentes. Il est donc possible que les changements induits par le projet dans le biofilm ou les communautés d'invertébrés avant ou après la période de migration maximale aient des effets (cumulatifs) sur les taux vitaux de la population (p. ex., la mortalité due à la migration vers le nord et/ou la fécondité dans les aires de reproduction). Si tel était le cas, on risquerait de ne pas détecter les effets du projet en échantillonnant le biofilm et les communautés d'invertébrés uniquement pendant la période de migration maximale. L'extension de l'échantillonnage des biofilms et des invertébrés aux périodes précédant et suivant le pic de migration augmente non seulement le nombre de périodes d'échantillonnage à l'intérieur d'une saison, mais aussi la probabilité de détecter des effets décalés ou cumulatifs.

Recommandation 2.3.1.4. L'échantillonnage du biofilm devrait être étendu aux périodes précédant et suivant le pic de migration et devrait avoir lieu au moins quatre fois au cours de cette période (une fois avant le pic, deux pendant le pic, une après le pic).

- (3) Les données historiques suggèrent que les invertébrés représentent environ 50 % du régime alimentaire du bécasseau d'Alaska. L'OSI note que, bien que la déclaration de décision 10.4 concerne particulièrement la voie salinité-biofilm-bécasseau d'Alaska, les

changements induits par le projet dans le biofilm en raison des changements de salinité peuvent avoir des effets compensatoires ou synergiques indirects sur l'abondance des invertébrés ou la composition de la communauté et, par conséquent, sur les acides gras polyinsaturés dérivés des invertébrés. Bien que l'échantillonnage des invertébrés soit prévu dans le cadre de l'étude de l'alimentation du bécasseau d'Alaska, il n'est pas proposé pour l'instant dans le cadre de l'étude du biofilm. En plus de fournir des informations essentielles sur cette source alimentaire d'acides gras polyinsaturés, l'intégration de l'échantillonnage des invertébrés à l'étude du biofilm proposée permettrait d'examiner les associations spatio-temporelles entre les deux principales sources alimentaires.

Recommandation 2.3.1.5. L'échantillonnage des invertébrés devrait être incorporé dans la composante de l'étude du biofilm proposée.

2.3.2. Imagerie multispectrale par drone

(1) Il est proposé d'utiliser l'imagerie multispectrale prise au moyen de drones pour estimer les paramètres de mesure du biofilm énumérés dans le tableau 3.1. Or, le programme de suivi du biofilm est censé vérifier les effets prévus sur la qualité et la quantité du biofilm, et *non* sur l'indice différentiel normalisé de végétation (*normalized difference vegetation index* ou NDVI). Le NDVI est clairement un indicateur de substitution. Ce qui nous amène à la question suivante : dans le contexte du suivi du biofilm, pourquoi s'en préoccuper?

Les renseignements fournis dans l'annexe de l'étude de la composante biofilm ne nous permettent pas de l'affirmer clairement, mais il existe plusieurs possibilités. Cela nous ramène à la justification de l'utilisation de la modélisation NS dans l'étude de la composante salinité (voir la section. 2.2.1. (1) ci-dessus). Les sites de biofilm sur le terrain ne peuvent être utilisés que pour estimer la quantité et la qualité du biofilm à une résolution spatiale élevée, c.-à-d. en mg/m² : de telles estimations représentent des variables *intensives*. Elles ne peuvent pas être utilisées pour générer des estimations fiables de variables *étendues* (p. ex., les tonnes de MPB dans chaque zone d'étude, comme proposé dans le tableau 3.1 de l'étude du biofilm) en raison de la grande variabilité spatiale mentionnée aux pages 14-15 : toute estimation suffisamment précise de la biomasse du biofilm à ces échelles spatiales plus grandes nécessitera une résolution spatiale d'échantillonnage beaucoup plus élevée pour permettre une intégration spatiale raisonnable, c.-à-d. beaucoup plus que les 30 stations/zone proposées. L'utilisation de l'imagerie par drone et du NDVI permet effectivement une granularité d'échantillonnage spatial infiniment fine, mais uniquement pour les données de substitution.

Une deuxième possibilité est également liée à la forte variation spatiale consignée de la quantité (et peut-être de la qualité) du biofilm. Compte tenu de cette variabilité, l'OSI soupçonne qu'une estimation de la densité moyenne du biofilm dans les zones de contrôle et d'impact avec une précision suffisante pour détecter tout ce

qui n'est pas un effet important du projet nécessiterait un nombre relativement important de sites – encore une fois, probablement beaucoup plus que les 30 par zone qui sont proposés. L'obtention de données à partir d'un grand nombre de sites « virtuels » grâce à l'imagerie multispectrale par drone nécessite beaucoup moins de ressources que l'acquisition (et le traitement!) d'un grand nombre d'échantillons sur le terrain.

Le résumé des données historiques indique qu'un projet pilote utilisant des images multispectrales prises par des drones et appuyées par des vérifications au sol a été mené en 2021. Ces données semblent permettre au moins une première estimation du pouvoir prédictif de la courbe d'étalonnage NDVI-MPB. D'après la description, il n'est pas clair si la figure 3.4 de l'étude de la composante biofilm est dérivée de ces données pilotes, mais, le cas échéant, elle suggère fortement que la valeur prédictive, même pour les sites d'échantillonnage individuels, est faible. Par conséquent, si une courbe d'étalonnage comme la figure 3.4 était utilisée, les estimations des paramètres *intensifs* énumérés dans le tableau 3.1 (p. ex., la densité de MPB (mg/m²) utilisant le NDVI) auraient une incertitude notable, voire importante. Et cette incertitude ne fera qu'augmenter pour les paramètres *étendus* proposés dans le tableau 3.1, puisque ces estimations nécessitent l'intégration d'un grand nombre d'estimations ponctuelles basées sur la courbe d'étalonnage du NDVI, chacune d'entre elles étant assortie d'une incertitude. Le problème ici est isomorphe à celui de l'utilisation du modèle NS pour générer des paramètres de mesure de la salinité étendue (voir section 2.2.1. ci-dessus).

Enfin, l'OSI note que la détermination du nombre initial de sites ayant fait l'objet d'une vérification au sol est, apparemment, au moins partiellement basée sur la conclusion « qu'une taille d'échantillon de 30 échantillons de vérification au sol du biofilm/zone est appropriée pour calibrer les données spectrales afin de cartographier et de quantifier les composants nutritionnels du MPB et du biofilm dans la zone d'impact et dans la zone de contrôle ». Bien que l'OSI ne soit pas certain de ce que cela signifie précisément, une taille d'échantillon suffisante pour « étalonner les données spectrales » *n'est probablement pas* la même qu'une taille d'échantillon suffisante pour atteindre la puissance souhaitée pour détecter les effets du projet en utilisant une étude BACI.

Recommandation 2.3.2.1(a). Une justification claire et convaincante de l'étude au moyen de drone/NDVI, y compris une analyse détaillée de la valeur prédictive du NDVI pour les différents composants du biofilm sur la base des données disponibles à ce jour, doit être fournie. Une valeur prédictive seuil en dessous de laquelle le NDVI est considéré comme n'étant *pas* un prédicteur suffisamment bon d'une composante particulière du biofilm doit être explicitement précisée et justifiée.

Recommandation 2.3.2.1(b). Si la valeur prédictive du NDVI est inférieure au seuil défini dans la recommandation 2.3.2.1 (a) : (i) le nombre et l'emplacement des sites d'échantillonnage du biofilm sur le terrain dans la zone de contrôle et celle d'impact devraient être réévalués en partant du principe que la question critique n'est pas

l'étalonnage de la carte spectrale, mais plutôt la détection des effets du projet sur la composante biofilm en utilisant exclusivement des données de terrain; (ii) l'utilité de tous les paramètres étendus du tableau 3.1 dont l'estimation est basée sur la courbe d'étalonnage NDVI-composante biofilm devrait être réévaluée de manière critique. S'il est décidé de conserver ces paramètres, il convient de fournir une description détaillée de la manière dont leur exactitude et leur précision *empiriques* seront déterminées (voir également les recommandations 2.2.1.1 et 2.2.2.2 ci-dessus).

- (2) La migration des diatomées à la surface des sédiments est bien décrite et on sait qu'elle influe sur la mesure du NDVI. Ce dernier est également influencé par diverses conditions environnementales qui peuvent réduire la valeur prédictive de la courbe d'étalonnage NDVI-biofilm.

Recommandation 2.3.2.2. Si l'étude d'imagerie multispectrale par drone est retenue, les survols par drone devraient être alignés sur le cycle des marées (marée moyenne à marée basse). Dans la mesure du possible, l'horaire des vols par rapport aux marées devrait être à peu près cohérent entre les dates de mesure, et dans une fenêtre de marée similaire (p. ex., 20 minutes avant et après la marée basse), afin de réduire les variations dues à ces facteurs au minimum. Les conditions météorologiques au moment du survol doivent également être enregistrées et utilisées comme covariables potentielles dans l'ajustement des courbes d'étalonnage NDVI-biofilm.

2.3.3. Analyse statistique des données relatives au biofilm

- (1) Comme indiqué dans les commentaires de l'OSI sur la composante de l'étude de la salinité en ce qui concerne les données du modèle NDVI (voir la section 2.2.1 ci-dessus), il serait inapproprié d'utiliser les données du modèle NDVI pour ajuster les modèles statistiques parce que la taille de l'échantillon est arbitraire : pour une année donnée, à un moment donné, on pourrait en principe avoir une « observation » à chaque pixel. Le problème ne disparaît pas si l'on utilise comme unité d'échantillonnage des secteurs de levé à l'intérieur d'une zone, car le nombre de secteurs est lui-même arbitraire (10 par zone sont proposés, mais il pourrait tout aussi bien s'agir de 5, ou de 20, ou plus). Par conséquent, de l'avis de l'OSI, les données dérivées du NDVI ne peuvent être utilisées que pour fournir des descriptions qualitatives des changements du biofilm induits par le projet (voir également la recommandation 2.2.1.1).

Recommandation 2.3.3.1(a). Comme dans le cas de l'étude de la salinité, l'analyse statistique ne doit être effectuée que pour les paramètres du biofilm *intensif* énumérés dans le tableau 3.1 en utilisant des données de terrain et non des données modélisées au moyen du NDVI sur le site.

Recommandation 2.3.3.1(b). Si les paramètres de mesure détaillés énumérés dans le tableau 3.1 sont retenus, les inférences sur les effets du projet devraient être basées sur une comparaison des estimations qui prennent explicitement en compte leur exactitude et leur précision *empiriques* estimées (voir la recommandation 2.2.2.2. ci-dessus).

- (2) Bien que les modèles de suivi du biofilm soient présentés comme avant-après/contrôle-impact (étude BACI), dans plusieurs cas il y a en réalité 3 phases – avant (« B » pour *before*), au début (« E » pour *early*) de la construction, et à la fin/après (« L » pour *late*)/« A » pour *after*) de la construction/des opérations (p. ex., voir p. 9) – donc non pas une étude BACI, mais BEL/ACI. En particulier, bien que l'on puisse avoir tendance à regrouper les données « E » et « L/A » pour augmenter la taille de l'échantillon (et donc accroître la puissance – toutes autres choses étant égales), il est également possible que cela réduise la puissance si les effets du projet sont significativement décalés ou s'accumulent dans le temps, car les effets « L/A » plus importants pourraient être dilués par les effets « E » plus faibles.

Recommandation 2.3.3.2. Lors de l'adaptation des modèles BACI, les trois phases (B, E, L/A) doivent, au moins dans un premier temps, être explicitement prises en compte. La mise en commun des données E et L/A doit être bien justifiée, non seulement d'un point de vue statistique, mais aussi d'un point de vue biologique.

- (3) Les descriptions fournies (voir les sections 3.1.6.4 et 3.2.6.3 de l'étude de la composante biofilm) suggèrent que les conclusions sur les effets du projet seront basées sur des tests d'hypothèses de modèles ajustés. Une telle approche suscite nécessairement des inquiétudes quant à la puissance statistique. L'opinion de l'OSI est que les approches théoriques de l'inférence basées sur les tailles d'effet estimées peuvent être plus appropriées, mais une opinion éclairée sur cette question devra attendre la caractérisation des seuils par le promoteur (attendue dans la tranche 2).

Recommandation 2.3.3.3. Il conviendrait d'étudier l'utilisation de tests d'hypothèses par rapport à des approches fondées sur la théorie de l'information pour inférer des effets du projet¹⁸. Quelle que soit l'approche adoptée, elle doit être justifiée de manière claire et convaincante.

2.3.4. Caractérisation du biofilm

Pour les commentaires sur la caractérisation du biofilm, voir la section 3.2 ci-dessous.

¹⁸ Par exemple, voir : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7612111/> [EN ANGLAIS]

2.3.5. Influence des facteurs environnementaux (y compris la salinité) sur les acides gras polyinsaturés associés au biofilm

2.3.5.1. Conception de l'étude

- (1) Le site de Westham *est* proposé comme site de contrôle pour l'étude de la relation de cause à effet entre les fluctuations de la salinité et les acides gras polyinsaturés, mais n'est *pas* proposé comme site de contrôle pour les changements de salinité induits par le projet. Cela signifie que – bien que les déterminants du régime de salinité du site de Westham *soient différents* de ceux de la zone d'impact de Brunswick, même en l'absence du projet (par conséquent, Westham n'est pas un site de contrôle approprié pour la salinité) – l'effet du régime de salinité sur les acides polyinsaturés du biofilm dans les deux zones est le même. Cela équivaut à l'hypothèse que les facteurs *autres que la salinité* (température, exposition, nutriments, etc.) qui influent sur les acides gras polyinsaturés sont les mêmes dans les deux zones (s'ils sont différents, alors le site de Westham n'est pas un site de contrôle approprié pour déduire les effets liés au projet sur la relation entre les fluctuations de la salinité et ces acides). Qu'est-ce qui prouve que c'est effectivement le cas?

En outre, nous ne voyons pas clairement pourquoi il est nécessaire – ou même souhaitable – de concevoir une étude BACI dans ce cas. L'hypothèse testée – et celle sur laquelle sont probablement basées les prédictions concernant les effets du projet sur les acides gras polyinsaturés – est que « [...] de grands changements de salinité (oscillations de >20 PSU au cours d'un cycle de marée) sont nécessaires pour que le biofilm produise des acides gras polyinsaturés » (étude de la composante salinité, annexe A, p. 15). Comme indiqué, cette hypothèse *ne porte pas* explicitement sur les effets du projet. Par conséquent, il n'est pas nécessaire de disposer d'une étude BACI pour le tester. Il suffit de disposer d'un échantillon de sites soigneusement sélectionnés, dont la salinité varie en fonction du cycle des marées, soit dans l'espace, soit dans le temps (ou les deux), et pour lesquels on dispose de mesures de la quantité de biofilm et des acides gras polyinsaturés. En effet, les sites doivent être sélectionnés de manière à maximiser la plage de la variable prédictive (plage de salinité), car cela maximisera la précision de tout modèle ajusté. Il se peut que les deux sites proposés à Westham soient nécessaires pour maximiser cette plage. Il se peut également que le fait de se concentrer uniquement sur les cinq sites de Brunswick proches du rivage *ne permette pas* de maximiser la portée. Le point est que pour tester l'hypothèse, c'est le critère qui devrait être utilisé pour :

- a) choisir les sites existants et/ou b) sélectionner de nouveaux sites; et non pas si « les stations de surveillance de la salinité sélectionnées [...] se chevauchent avec des zones soutenant un biofilm productif riche en acides gras polyinsaturés qui sont fortement utilisées par les bécasseaux d'Alaska en quête de nourriture pendant la migration vers le nord », car un échantillon basé principalement sur ces stations pourrait bien réduire la plage de variation de la plage de salinité en deçà de ce qui est nécessaire.

Recommandation 2.3.5.1. Les sites destinés à tester l'hypothèse établissant un lien entre les fluctuations de salinité et le biofilm doivent être sélectionnés de manière à

maximiser l'étendue des valeurs de la plage de salinité du cycle de marée¹⁹. Sur le même ensemble de sites, il convient de procéder à un échantillonnage du biofilm pour déterminer les acides gras polyinsaturés. Ces données devraient ensuite être utilisées pour ajuster les modèles qui prédisent le changement dans ces acides à chaque station de salinité dans l'échantillon en raison des changements de salinité (prévus) induits par le projet. Ces prévisions devraient ensuite être comparées aux changements observés au début et à la fin de la construction/de l'exploitation afin d'évaluer la valeur prédictive des modèles.

3. COMPOSANT DE L'ÉTUDE DU RÉGIME ALIMENTAIRE DU BÉCASSEAU D'ALASKA

3.1. Conception de l'étude

- (1) La baie Boundary *n'est pas* désignée comme une zone de contrôle pour les composantes de l'étude de la salinité ou du biofilm. Cela signifie que – en l'absence du projet – les facteurs influant sur le régime alimentaire des bécasseaux d'Alaska dans la baie Boundary sont les mêmes que ceux influant sur le régime alimentaire des bécasseaux d'Alaska dans la zone d'impact de Brunswick, mais que, pour le biofilm, ils ne le sont pas (sinon, on peut supposer que cette baie y serait également désignée comme zone de contrôle pour le biofilm). On peut donc affirmer que même si les facteurs de qualité et de quantité du biofilm sont différents dans la baie Boundary et à Brunswick, l'effet des changements de quantité ou de qualité du biofilm sur le régime alimentaire du bécasseau d'Alaska est (plus ou moins) le même dans les deux cas. Bien que cela soit logiquement possible, ce ne serait pas le cas si, par exemple, les facteurs influant sur l'abondance des invertébrés différaient entre les deux. (L'OSI note que, sur la base des données historiques, la baie Boundary est beaucoup moins utilisée par le bécasseau d'Alaska que le site de Westham, et encore moins par rapport au site Brunswick. Si l'utilisation est liée à l'abondance des invertébrés, cela pourrait indiquer que cette hypothèse n'est pas valable.)
- (2) L'ajout d'une deuxième zone de contrôle introduit également certaines complexités dans l'analyse statistique : lors de l'ajustement d'un modèle BACI, on dispose désormais d'une variable catégorielle « Zone » à trois niveaux (impact, contrôle 1, contrôle 2) au lieu de

¹⁹ Une approche possible consiste à utiliser les données historiques des stations de salinité pour caractériser empiriquement la relation entre la plage de salinité du cycle de marée et les acides gras polyinsaturés, ainsi que pour déterminer la variation spatiale de cette plage parmi les 11 stations historiques. Il faut ensuite déterminer si le minimum de cette plage est suffisant pour obtenir la plus grande réduction (« compression ») prévue de la plage de salinité du cycle de marée en fonction du projet. Si les stations de salinité historiques ne fournissent pas de plage de salinité du cycle de marée qui dépasse substantiellement toute la plage des compressions prévues induites par le projet, sélectionner les emplacements de nouvelles stations de salinité pour garantir que c'est bien le cas. Il se peut que des stations supplémentaires à Westham soient nécessaires pour garantir que les emplacements avec de petites plages de salinité du cycle de marée soient inclus dans l'échantillon.

deux (contrôle, impact), de sorte que l'on génère maintenant des estimations des changements au fil du temps pour le site d'impact et les deux sites de contrôle. Supposons que, par rapport à l'évolution dans le temps du contrôle 1 (p. ex., Westham), l'évolution au site Brunswick soit importante, mais négligeable par rapport au contrôle 2 (p. ex., la baie Boundary) : quelle est la conclusion à tirer?

Recommandation 3.1.1. L'étude de la diète du bécasseau d'Alaska devrait se concentrer sur la zone de contrôle de Westham et l'effort d'échantillonnage qui serait autrement alloué à la baie Boundary devrait être réattribué aux sites de Westham et de Brunswick de manière à obtenir l'augmentation de capacité la plus importante.

- (3) Le choix de Westham comme témoin pour l'étude sur les composants alimentaires nous fait également réfléchir. Westham et Brunswick sont immédiatement adjacents l'un à l'autre, et il est tout à fait possible que le bécasseau d'Alaska fasse des allers-retours entre les deux sur des échelles de temps relativement courtes (p. ex., de quelques minutes à quelques heures). Le cas échéant, les échantillons fécaux prélevés dans l'un ou l'autre de ces sites peuvent très bien représenter des composites des deux endroits. Si les mêmes oiseaux contribuent aux échantillons fécaux dans les deux zones, il ne s'agit pas d'échantillons indépendants. Les deux possibilités réduiront la probabilité de détecter des différences induites par le projet entre les zones de contrôle et d'impact, la première en réduisant les différences potentielles entre les zones; la seconde en gonflant les véritables degrés de liberté pour le test d'hypothèse (c.-à-d. que la capacité est surestimée).

Recommandation 3.1.2. Le suivi du bécasseau d'Alaska devrait comprendre une étude sur les mouvements, utilisant un suivi radio automatisé à temps plein des individus marqués dans chaque zone (p. ex., en utilisant des tours Motus pour détecter les mouvements des oiseaux équipés de nanomarques). Une telle étude est essentielle pour déterminer dans quelle mesure les échantillons fécaux de Westham et de Brunswick sont effectivement indépendants²⁰.

²⁰ Dans la recommandation 3.1.1, l'OSI recommande que la baie Boundary ne soit pas utilisée comme zone de contrôle pour le bécasseau d'Alaska. Toutefois, comme le site de Westham est immédiatement adjacent à celui de Brunswick, la mise en œuvre de la recommandation 3.1.2 pourrait bien indiquer une fréquence de mouvement entre ces deux sites qui soulève de graves préoccupations quant à l'indépendance de l'échantillon. D'un autre côté, comme la baie Boundary est spatialement séparée du site de Brunswick, la fréquence des mouvements entre les deux peut être substantiellement inférieure à celle entre Westham et Brunswick, auquel cas la baie Boundary pourrait bien être un meilleur site de contrôle pour le bécasseau d'Alaska que celui de Westham, nonobstant la recommandation 3.1.1. Toute détermination de ce type nécessitera probablement un marquage supplémentaire à la baie Boundary. Enfin, l'OSI note que si le marquage indique un manque substantiel d'indépendance entre le site de Brunswick et de Westham, et entre ce dernier et la baie Boundary, il n'y a pas, selon l'OSI, de zone de contrôle appropriée pour le bécasseau d'Alaska, auquel cas les inférences sur les effets du projet seront basées sur ce qui équivaut à un plan BEL/A associé à l'échantillonnage dans le temps au site de Westham – avec les répercussions qui en découlent pour la force d'inférence.

- (4) Il est également proposé de diviser la zone d'impact en deux sous-zones. La raison invoquée est que « cette division a été faite pour permettre une évaluation séparée des régimes alimentaires du bécasseau d'Alaska dans chaque sous-zone, étant donné que les deux sous-zones diffèrent dans l'ampleur des changements de salinité prévus dans le cadre du projet et, par conséquent, dans la possibilité d'influer sur le biofilm » (p. 8).

Cela suggère que, dans la zone de contrôle de Brunswick, un gradient spatial dans les effets du biofilm induits par le projet est prévu, soulignant l'importance de la recommandation 2.3.1.3. Dans ce cas, il existe alors deux ensembles de sites de biofilms : ceux basés sur la stratification conformément à la recommandation 2.3.1.3, et ceux basés sur l'endroit où les bécasseaux d'Alaska se nourrissent. La première permet en principe de déduire les effets du projet sur la quantité et la qualité du biofilm en général, la seconde permet de déduire les effets du projet sur la quantité et la qualité du biofilm là où le bécasseau d'Alaska se nourrit. Étant donné que les oiseaux sont censés réagir aux variations à petite échelle de la qualité de l'habitat en se déplaçant là où la qualité de l'habitat est la plus élevée, la différence – s'il y en a une – entre la distribution des paramètres de mesure du biofilm dans ces deux échantillons peut permettre de déduire les effets du projet sur la *sélection de l'habitat* du bécasseau d'Alaska (biofilm) (c.-à-d. que de grandes différences dans ces deux distributions suggèrent une sélection de l'habitat, des différences négligeables pas de sélection). En l'absence d'une telle comparaison, l'étude proposée pourrait bien sous-estimer les effets du projet en raison de la possibilité pour le bécasseau d'Alaska de concentrer l'alimentation dans les zones où l'approvisionnement en nourriture est le plus important, ce qui pourrait bien être là où les effets du projet sont les plus faibles.

Recommandation 3.1.3. Le promoteur examine la différence entre la qualité et la quantité des données « de base » sur le biofilm, estimées à partir de l'étude de ces composantes, et la qualité et la quantité des données « sélectionnée », basées sur l'étude du régime alimentaire du bécasseau d'Alaska, afin d'estimer les effets du projet sur la disponibilité et la qualité de la nourriture. (Remarque : Si, comme le suggère la recommandation 2.3.1.5, l'échantillonnage des invertébrés est incorporé dans l'étude du biofilm, une analyse similaire devrait être effectuée pour les invertébrés.)

3.2. Méthodes de laboratoire

- (1) Bien que la chromatographie liquide à haute performance (CLHP) puisse être utilisée pour l'analyse des acides gras, la chromatographie en phase gazeuse (CPG) est la méthode la plus courante pour mesurer la composition et la concentration en acides gras d'un mélange (p. ex., utilisée de manière générale par l'industrie alimentaire). La CLPH est généralement considérée comme la méthode de choix pour quantifier les composants importants du biofilm, tels que les pigments (comme proposé dans l'étude de la composante biofilm), mais ce n'est pas la méthode de choix pour les analyses d'acides gras. Dans l'ensemble, la CPG est plus précise, plus facilement disponible dans les laboratoires en général et moins coûteuse.

Recommandation 3.2.1. La CPG devrait être utilisée pour la caractérisation des acides gras de l'alimentation du bécasseau d'Alaska.

- (2) Les paramètres sélectionnés pour évaluer les composants lipidiques du régime (matières grasses totales, concentration totale en acides gras et concentration totale en acides gras polyinsaturés) ne sont que de faibles indicateurs de la qualité du régime. Les analyses par CPG (ou CLPH) standard donnent les concentrations de tous les acides gras individuels, ce qui est pratique. Ces données sont essentielles pour évaluer la qualité de l'alimentation et la composition réelle des lipides. La disponibilité d'acides gras polyinsaturés spécifiques à longue chaîne (dans les familles oméga-3 et oméga-6) est particulièrement importante pour les oiseaux migrateurs sur de longues distances qui en dépendent non seulement pour l'énergie, mais aussi pour des effets physiologiques clés sur la capacité d'endurance.

Recommandation 3.2.2(a). Les acides gras polyinsaturés à longue chaîne de la famille des oméga-3 (ou n-3) et des oméga-6 (ou n-6) doivent être quantifiés. Une attention particulière doit être accordée à l'acide eicosapentaénoïque (n -3 20:5 ou AEP), à l'acide docosahexaénoïque (n -3 22:6 ou ADH) et à l'acide arachidonique (n -6 20:4 ou ARA).

Recommandation 3.2.2(b). Le rapport entre les acides n-3 totaux et les acides n-6 totaux devrait être utilisé comme paramètre de mesure dans l'analyse du régime alimentaire, car il s'agit d'un excellent indicateur de la qualité des lipides alimentaires pour un oiseau migrateur (il convient de noter ici que le rapport n-3/n-6 optimal pour le bécasseau d'Alaska sera très probablement différent de celui d'autres espèces d'oiseaux migrateurs). Ce rapport devrait être estimé dans le biofilm, mais aussi, et surtout, dans le régime alimentaire d'invertébrés du bécasseau d'Alaska, qui pourraient bien fournir la majeure partie de ces acides gras polyinsaturés essentiels.

- (3) Bien que l'utilisation de modèles de mélange bayésiens, comme MixSiar, pour déterminer la composition du régime alimentaire soit devenue une pratique courante en écologie trophique, ces modèles sont connus pour avoir plusieurs limites importantes, notamment la sensibilité à des facteurs de discrimination régime-tissu non éclairés ou incorrects, en particulier pour les éléments du régime alimentaire mettant en jeu plusieurs niveaux trophiques (p. ex., invertébrés).

Recommandation 3.2.3. La justification de la sélection des facteurs de discrimination régime-tissu doit être explicite et, idéalement, doit explorer la sensibilité qu'ont les inférences sur les effets du projet à l'incertitude de ces facteurs, et doit être étayée par une comparaison BACI indépendante de la variabilité isotopique.

- (4) L'étude sur le régime alimentaire du bécasseau d'Alaska indique que « si la teneur en soufre des proies et des excréments du bécasseau d'Alaska est suffisante pour déterminer les signatures isotopiques stables du $\delta^{34}\text{S}$ et que ce paramètre (en plus du

$\delta^{12}\text{C}$ et du $\delta^{15}\text{N}$) améliore la confiance dans les estimations de la composition du régime alimentaire, les modèles seront adaptés par rapport aux études antérieures sur le régime alimentaire de bécasseau d'Alaska » (p. 25). Comment sera évaluée l'amélioration de la confiance dans les estimations de la composition du régime alimentaire?

Recommandation 3.2.4. Il convient de décrire explicitement comment est déterminée la mesure dans laquelle l'incorporation du $\delta^{34}\text{S}$ « améliore la confiance », et quel seuil d'amélioration sera utilisé pour décider si les modèles de mélange pertinents seront adaptés pour inclure les signatures du $\delta^{34}\text{S}$.