Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/050

Région de la capitale nationale

Approches pour évaluer et surveiller la représentation, la réplication et la connectivité dans les réseaux de conservation marine

Arieanna C. Balbar[1], Remi M. Daigle[2, 3], Susan G. Heaslip[2], Nicholas W. Jeffery[2], Beatrice Proudfoot[4], Carolyn K. Robb[5], Emily Rubidge[6], Ryan Stanley[2]

[1] Département d'océanographie
Université Dalhousie
1355, rue Oxford
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

[2] Institut océanographique de Bedford
Pêches et Océans Canada
1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

[3] Département de biologie
Université Laval
1045, av. de la Médecine
Québec (Québec) G1V 0A6

[4] Comox Valley Project Watershed Society
2356A, croissant Rosewall
Courtenay (Colombie-Britannique) V9N 8R9

[5] Direction générale régionale du Pacifique
Pêches et Océans Canada
401, rue Burrard, bureau 200
Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4

[6] Institut des sciences de la mer
Pêches et Océans Canada
C.P. 6000
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 4B2

Septembre 2020

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon des échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020

ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Balbar, A.C, Daigle, R.M., Heaslip, S.G., Jeffery, N.W., Proudfoot, B., Robb, C.K., Rubidge, E. et Stanley R. 2020. Approches pour évaluer et surveiller la représentation, la réplication et la connectivité dans les réseaux de conservation marine. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/050. vii + 62 p.

Also available in English:

Balbar, A.C, Daigle, R.M., Heaslip, S.G., Jeffery, N.W., Proudfoot, B., Robb, C.K., Rubidge, E. and Stanley R. 2020. Approaches for Assessing and Monitoring Representation, Replication, and Connectivity in Marine Conservation Networks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/050. vii + 57 p.

.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ vi

ACRONYMES vii

1. INTRODUCTION : EXAMEN DES CARACTÉRISTIQUES DE CONCEPTION DU RÉSEAU DES AMP AU CANADA 1

2. REPRÉSENTATION 5

3. RÉPLICATION 8

4. CONNECTIVITÉ 10
   - 4.1. CONNECTIVITÉ DANS L'ESPACE ET LE TEMPS 12
   - 4.2. OUTILS ET APPROCHES POUR MESURER LA CONNECTIVITÉ 13
     - 4.2.1. Méthodes directes 14
     - 4.2.2. Méthodes indirectes 22
     - 4.2.3. Connectivité et optimisation spatiale 27
     - 4.2.4. Règles empiriques 28
   - 4.3. RÉSUMÉ DE LA CONNECTIVITÉ 30

5. SURVEILLANCE DES RÉSEAUX D'AMP, CHANGEMENT CLIMATIQUE ET GESTION ADAPTATIVE 30
   - 5.1. CHANGEMENT CLIMATIQUE, REPRÉSENTATION ET RÉPLICATION 31
   - 5.2. CHANGEMENT CLIMATIQUE ET CONNECTIVITÉ 32

6. ÉTUDE DE CAS : ÉVALUATION DE SCÉNARIOS DE RÉSEAU d'AMP DANS LA BIORÉGION DU NORD À L'AIDE DE mesures du rendement 35
   - 6.1. PRISE DE DÉCISIONS STRUCTURÉES DANS LE CONTEXTE DE LA SURVEILLANCE DU RÉSEAU DES AMP 35
   - 6.2 EXEMPLE DE MESURES DU RENDEMENT ET D'APPROCHES POUR ÉVALUER LA REPRÉSENTATION, LA RÉPLICATION ET LA CONNECTIVITÉ DANS LA BPN 36
     - 6.2.1. Représentation et ZIEB 37
     - 6.2.2. Réplication 40
     - 6.2.3 Connectivité 41
   - 6.3 DU CADRE D'ÉVALUATION COMPARATIF DU SCÉNARIO À LA SURVEILLANCE DU RÉSEAU DES AMP 41

7. RÉSUMÉ 42
   - PROCHAINES ÉTAPES 43

8. REMERCIEMENTS 44

9. RÉFÉRENCES CITÉES 45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des caractéristiques de conception du réseau d'AMP de chacune des biorégions prioritaires et mention de la recommandation ou non d'approches d'incorporation au moyen d'un avis régional. Les informations sur les processus biorégionaux sont tirées de documents publiés et, dans certains cas, de documents non publiés (MPO, 2015a, 2017 b, 2018a, 2019). L'analyse de superposition ultérieure réalisée à l'aide du logiciel Marxan indique que la caractéristique de conception a été évaluée après l'analyse de la sélection du site (c.-à-d. non définie comme paramètre dans l'analyse), mais avant la mise en œuvre du réseau. 4

Tableau 2. Définition des types de connectivité spatiale écologique et considérations pour la surveillance des réseaux d'AMP. Le déplacement des organismes renvoie aux spores, aux œufs/larves, aux juvéniles ou aux adultes. Chaque mesure est expliquée plus en détail dans les sections suivantes.....10

Tableau 3. Ébauches de mesures du rendement liées aux caractéristiques de conception de la représentation, de la réplication et de la connectivité élaborées pour soutenir la planification du réseau d'AMP dans la BPN. L'échelle spatiale pour la biorégion et les sous-régions est décrite dans la figure 4. 38

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Biorégions marines prioritaires pour la planification du réseau d'AMP au Canada. Le réseau canadien d'aires marines protégées progresse dans cinq des treize biorégions prioritaires. Les biorégions marines non prioritaires sont grisées. 2

Figure 2. Échelles spatiales et temporelles des différents outils utilisés pour mesurer la connectivité dans le cadre de la surveillance des réseaux d'AMP. Les cercles bleus indiquent les approches génétiques; les cercles verts indiquent les outils de chimie. Notez que l'analyse de la filiation peut renvoyer à des études de marquage-recapture ou à des approches de marquage génétique ou naturel (p. ex. géochimie). Adapté de Jones et al. (2009). 13

Figure 3. Flux de travail potentiels pour intégrer les connaissances basées sur la connectivité dans la planification et la surveillance du réseau AMP avec des exigences de coûts variables.14

Figure 4. Paysage marin de résistance pour le pétoncle géant d'après l'adéquation de l'habitat des adultes. Les zones en jaune et vert vifs montrent des corridors potentiels de faible résistance de l'habitat. Ces zones, en particulier si elles correspondent à une plus grande variété d'espèces, peuvent mettre en évidence des secteurs représentatifs d'une connectivité potentiellement élevée qui peuvent être utilisés dans la conception de réseaux d'AMP et pour la surveillance continue.....26

Figure 5. Cadre de la PDS pour la planification des réseaux d'AMP, adapté de l'approche de PDS décrite dans Gregory et al., (2012). Les cases grises indiquent les étapes du processus de planification. Les cases bleues indiquent les données requises. 36

Figure 6. Carte de la BPN, y compris les sous-régions délimitées pour la planification du réseau d'AMP. 37

RÉSUMÉ

Le Canada s'est engagé à développer des réseaux de conservation marine efficaces et représentatifs. Les orientations relatives à la mise sur pied de ces réseaux sont axées sur les caractéristiques de conception fondamentales, notamment l'incorporation de zones d'importance écologique et biologique, la représentation écologique, la réplication, la connectivité et l'adéquation/viabilité. La planification de réseaux en fonction de ces caractéristiques de conception est en cours dans cinq biorégions prioritaires, à savoir le golfe du Saint-Laurent, le plateau Néo-Écossaise, les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, l'Arctique de l'ouest et le plateau Nord (Pacifique). Pour que nous puissions nous assurer que ces réseaux atteignent leurs buts et objectifs de protection de la biodiversité, nous devons évaluer le degré d'atteinte des caractéristiques de conception et en suivre l'évolution. L'identification des éléments clés d'un (futurs) plan de gestion efficace exige la formulation de conseils pratiques sur la surveillance et l'évaluation des réseaux d'aires marines protégées (AMP). Le présent document examine les méthodes d'évaluation et de surveillance des principales caractéristiques de conception du réseau canadien d'AMP. Il décrit l'importance de ces caractéristiques de conception et expose en détail les outils et les approches à utiliser pour l'évaluation et la surveillance des réseaux. Il présente ensuite une étude de cas détaillée pour illustrer comment les planificateurs du réseau de conservation marine de la biorégion de le plateau Nord ont intégré les caractéristiques de conception aux évaluations des ébauches du concept du réseau et comment ces méthodes peuvent orienter les activités de surveillance au sein de la biorégion de le plateau Nord et plus largement dans le réseau canadien d'AMP.

ACRONYMES

MLL	Modificateur de longueur de limites
CDB	Convention sur la diversité biologique
SCCS	Secrétariat canadien de consultation scientifique
MFC	Modificateur de la force de connectivité
MPO	Pêches et Océans Canada
ZIEB	Zone d'importance écologique et biologique
SIG	Système d'information géographique
GPS	Système mondial de localisation
IPD	Relation d'isolement par la distance
AMP	Aire marine protégée
ETRAMP	Équipe technique du réseau d'aires marines protégées
ESG	Évaluation de la stratégie de gestion
PSM	Planification spatiale marine
BPN	Biorégion du plateau Nord
AMCEZ	Autres mesures de conservation efficaces par zone
DPLP	Durée de la phase larvaire pélagique
SCEMP	Système de classification de l'écologie marine du Pacifique
RAD-Seq	Séquençage de l'ADN associé au site de restriction
PSC	Planification systématique de la conservation
PDS	Processus décisionnel structuré
PMN	Polymorphisme mononucléotidique

1. INTRODUCTION : EXAMEN DES CARACTÉRISTIQUES DE CONCEPTION DU RÉSEAU DES AMP AU CANADA

Les programmes de surveillance sont une composante essentielle de la gestion des aires marines protégées (AMP) et des réseaux d'AMP, car ils fournissent l'information requise sur l'état des écosystèmes protégés et sur les changements qui surviennent dans ceux-ci. La surveillance nous permet d'évaluer l'efficacité avec laquelle les réseaux d'AMP atteignent les objectifs de conservation établis et fournit l'information dont nous avons besoin pour démontrer que la restriction de l'accès a été avantageuse pour la biodiversité. De plus, lorsque la restriction de l'accès à un réseau d'AMP est répartie entre diverses activités, la surveillance nous aide à valider les décisions prises par les gestionnaires dans le but d'éviter que l'accès continu ne vienne miner les objectifs de conservation de l'AMP (Kenchington, 2013).

Le Canada s'est engagé à créer des réseaux d'AMP dans ses 13 biorégions, et un exercice de planification est en cours dans cinq régions prioritaires (Figure 1). Le réseau canadien d'AMP, également appelé réseau de conservation marine, est composé de sous-réseaux biorégionaux et de plusieurs mécanismes réglementaires de conservation, notamment les AMP prévues par la *Loi sur les océans*, les fermetures (ou refuges marins) prévues par la *Loi sur les pêches*, les aires de conservation de Parcs Canada et d'autres mesures de conservation efficaces par zone[11] (AMCEZ; tel qu'indiqué dans CDB, 2018). La planification biorégionale est fondée sur des avis scientifiques nationaux, notamment en ce qui concerne la création de réseaux d'AMP (MPO 2010), l'élaboration d'objectifs, d'indicateurs, de protocoles et de stratégies de surveillance en matière de conservation (MPO 2013a) et la représentativité (MPO 2013b). En 2011, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux ont publié le Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada (Gouvernement du Canada, 2011), lequel cadre a fourni une orientation stratégique et des objectifs généraux pour chacun des processus du réseau d'AMP biorégional. Les caractéristiques de conception mises en évidence dans le cadre national comprennent l'incorporation des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB), la représentation écologique, la connectivité, la reproduction et l'adéquation/viabilité.

[1] Aux fins du présent document de travail, nous utilisons « réseau d'AMP » comme synonyme de l'expression « réseau de conservation marine » récemment adoptée au Canada. L'utilisation de « réseau d'AMP » cadre avec la documentation précédente et la littérature internationale.

Figure 1. Biorégions marines prioritaires pour la planification du réseau d'AMP au Canada. Le réseau canadien d'aires marines protégées progresse dans cinq des treize biorégions prioritaires. Les biorégions marines non prioritaires sont grisées.

La planification du réseau dans chacune des biorégions prioritaires est dirigée ou codirigée par le bureau régional de Gestion des océans du MPO. Elle s'appuie sur des documents stratégiques régionaux (p. ex. la Stratégie Canada – Colombie-Britannique pour le réseau d'aires marines protégées, 2014) et les avis scientifiques sur l'établissement des priorités de conservation et l'élaboration de stratégies de conception propres à chaque biorégion (MPO, 2015a, 2017a, b, 2018a, 2019). Les priorités en matière de conservation écologique sont axées sur les espèces et les habitats à protéger dans chaque réseau. Les stratégies de conception déterminent les zones ou les caractéristiques à conserver au sein du réseau et les objectifs de conservation qui s'y rapportent. Ainsi, selon les objectifs de conservation, une espèce de poisson importante sur le plan écologique pourrait être considérée comme une priorité de conseration. Les stratégies de conception permettent de définir une caractéristique spatiale pertinente pour ce poisson (p. ex. un habitat d'alevinage) et de recommander un objectif de conservation (p. ex. 20 à 40 % de l'habitat d'alevinage) à inclure dans le scénario du réseau d'AMP. En général, les priorités relatives à la conservation et les stratégies de conception sont utilisées comme intrants dans les analyses de sélection des sites du réseau d'AMP, souvent à l'aide de l'outil de planification spatiale Marxan (Ball *et al.*., 2009). Les stratégies de conception permettent également de formuler des recommandations sur d'autres caractéristiques de conception du réseau, telles que la connectivité, la réplication, la taille et l'espacement ainsi que les degrés de protection.

La surveillance scientifique des réseaux d'AMP est essentielle à la gestion adaptative, et il faut mettre l'accent sur le fait que « la surveillance ne devrait pas se limiter à celle exercée dans les AMP » (Gouvernement du Canada, 2011). Il faut aussi rendre compte régulièrement au public canadien de l'efficacité des AMP biorégionales et des réseaux d'AMP (y compris les AMCEZ) en ce qui concerne l'atteinte des buts et des objectifs établis. La surveillance revêt une importance particulière, car les aires protégées et les AMCEZ sont par définition statiques (MPO, 2016), tandis que les attributs écologiques et physiques de la zone dans laquelle elles sont appliquées sont intrinsèquement dynamiques, notamment dans le contexte du changement climatique (voir section 5 Surveillance des réseaux d'AMP et changement climatique). Ce contexte exige une évaluation continue des aires protégées et, en particulier, des réseaux d'AMP. La conception des réseaux d'AMP est bien documentée dans la littérature (p. ex. Botsford *et al.*., 2003; Gaines *et al.*., 2010) et dans la pratique (Tableau 1); toutefois, il manque souvent de preuves empiriques à l'appui des résultats prévus (Grorud-Colvert *et al.*., 2014), et les perspectives actuelles sur la meilleure façon de surveiller les réseaux d'AMP restent largement conceptuelles.

Le présent document de travail a pour objectif de fournir un avis pratique sur les méthodes d'évaluation et de surveillance des caractéristiques de conception (réplication, représentativité, connectivité et ZIEB) des réseaux d'AMP du Canada. Les orientations précédentes du Secteur des sciences (MPO, 2013a) soulignaient l'importance de veiller à ce que les caractéristiques de conception soient correctement intégrées pour que les réseaux régionaux d'AMP atteignent leurs objectifs de conservation respectifs. Pour mieux comprendre les raisons pour lesquelles ces caractéristiques ont été prises en considération ou non au moment de la conception des réseaux canadiens, nous avons examiné les processus de planification des réseaux de chacune des cinq biorégions prioritaires (Figure 1). Nous avons constaté que la mise en œuvre des caractéristiques de conception variait d'une biorégion à l'autre, et que cette variabilité était principalement liée au fait que certaines caractéristiques de conception n'étaient pas explicitement intégrées dans la configuration du réseau (Tableau 1) en raison de la disponibilité des données ou du recours à des stratégies de conception différentes. En fin de compte, les programmes de surveillance doivent être le reflet de la manière dont ces caractéristiques ont été intégrées dans la conception.

Tableau 1. Résumé des caractéristiques de conception du réseau d'AMP de chacune des biorégions prioritaires et mention de la recommandation ou non d'approches d'incorporation au moyen d'un avis régional. Les informations sur les processus biorégionaux sont tirées de documents publiés et, dans certains cas, de documents non publiés[22] (MPO, 2015a, 2017 b, 2018a, 2019). L'analyse de superposition ultérieure réalisée à l'aide du logiciel Marxan indique que la caractéristique de conception a été évaluée après l'analyse de la sélection du site (c.-à-d. non définie comme paramètre dans l'analyse), mais avant la mise en œuvre du réseau.

Caractéristique de conception	Plateau Nord	Plateau Néo-Écossaise	Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador	Estuaire et golfe du Saint-Laurent Laurent	Arctique de l'Ouest
Représentation (cibles spatiales, y compris les cibles pour les ZIEB)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Réplication	Oui	Oui	Pas abordé de manière explicite	Oui	Oui
Connectivité	Marxan, superposition ultérieure	Marxan, superposition ultérieure	Pas abordé de manière explicite	Pas abordé de manière explicite	Considération partielle
Taille et espacement (adéquation/ Viabilité	Oui	Pas abordé de manière explicite	Pas abordé de manière explicite	Pas abordé de manière explicite	Oui
Degrés de protection (adéquation/ Viabilité	Oui	Non	Non	Non	Non

La planification du réseau dans chacune des biorégions prioritaires a intégré les principales caractéristiques d'une approche systématique de planification de la conservation (PSC; Margules et Pressey, 2000) en définissant des objectifs explicites, en établissant des priorités de conservation et des objectifs de représentation quantitative et en utilisant des méthodes reproductibles pour délimiter un réseau potentiel de AMP. Les avantages des réseaux régionaux d'aires protégées devraient surpasser ceux des aires de conservation individuelles du fait que trois concepts clés sont intégrés dans les réseaux par une approche de planification systématique de la conservation (PSC), à savoir la connectivité, la complémentarité et l'irremplaçabilité (Margules et Pressey 2000). La connectivité est bénéfique aux réseaux d'AMP en facilitant les liens fonctionnels entre les différentes AMP, y compris les déplacements entre les zones de production de larves et les habitats abritant d'autres stades du cycle de vie (Gouvernement du Canada, 2011). Une fois établis, ces liens devraient produire un effet net de réseau qui dépasse la somme des effets des composants individuels. Autrement dit, on suppose que les réseaux reliés entretiennent une interaction synergique entre les aires

[2] Faille, G., Dorion, D. et Pereira, S., non publié. Méthodologie pour le développement d'un réseau d'aires marines protégées. Document provisoire publié en novembre 2014 pour le Comité technique sur le réseau d'aires marines protégées.

protégées qui se traduit par des résultats « ***O*** » (p. ex. une augmentation de la biomasse, de la productivité ou de la résilience), de sorte que :

Équation 1 $$\boldsymbol{O}_{\text{réseau}} = \sum \boldsymbol{O}_{\text{composante}} + \boldsymbol{O}_{\text{interaction réseau}}$$

où $\boldsymbol{O}_{composante}$ est la réaction cumulative (p. ex. l'ampleur du changement) dans les AMP des composants individuels et $\boldsymbol{O}_{interaction\ réseau}$ est l'ampleur de l'effet interactif pour les réserves, qui est supposé être >0 si la connectivité a été intégrée dans les réserves du réseau (Grorud-Colvert *et al.*., 2011).

Les éléments de connectivité sont également pertinents pour assurer l'adéquation et la viabilité du réseau en raison de la taille et de l'espacement des différentes AMP. Les AMP devraient être conçues de manière à avoir la taille et la proximité nécessaires pour soutenir les processus écologiques qui sont importants pour le maintien de la biodiversité, tels que les interactions entre le réseau trophique ou le flux et l'espacement des nutriments permettant la connectivité entre les différentes AMP (Gouvernement du Canada, 2011). La complémentarité et l'irremplaçabilité sont toutes deux prises en considération dans la conception des réseaux au moyen des caractéristiques de représentation et de réplication. La complémentarité est également assurée par la coordination entre les emplacements proposés des AMP de sorte que la protection d'ensemble assurée par le réseau réponde aux objectifs de conservation plus généraux. Les AMP irremplaçables contribuent à l'atteinte des objectifs en matière de caractéristiques écologiques qui ne peuvent être atteints ailleurs dans la zone à l'étude. La résilience d'un réseau d'AMP (p. ex. aux perturbations telles que le changement climatique) doit reposer sur le fait que la représentation, la réplication et la connectivité sont correctement assurées dans la configuration finale (McLeod *et al.*., 2009). La plupart des évaluations des réseaux d'AMP réalisées à ce jour ont été axées sur la mise en œuvre, mais n'ont pas quantifié ces effets de synergie de réseau (Proudfoot et Rubidge, en prép.[3]).

Dans les sections suivantes, nous décrivons des approches permettant d'évaluer la représentation, la réplication et la connectivité, et nous soulignons l'importance d'assurer la surveillance de ces caractéristiques au moyen d'un cadre de gestion adaptative afin de faire en sorte que le réseau atteigne les objectifs de protection de la biodiversité à long terme. Nous fournissons des détails particuliers sur les outils et les approches qui peuvent être utilisés pour évaluer la connectivité étant donné que cette caractéristique de conception a reçu moins d'attention dans les avis scientifiques antérieurs consacrés aux biorégions et, à ce jour, reste largement conceptuelle dans la conception et la surveillance des AMP (Balbar et Metaxas, 2019). Nous présentons ensuite une étude de cas détaillée pour montrer comment, dans la planification du réseau d'AMP dans la biorégion du plateau Nord (BPN), les caractéristiques de conception ont été intégrées et évaluées à l'aide d'une approche décisionnelle structurée et comment cette approche pourrait être adaptée à un cadre de surveillance.

2. REPRÉSENTATION

La représentation et la réplication sont des caractéristiques de conception clés du cadre pour les réseaux d'AMP du Canada, lequel recommande que le réseau du Canada soit « *complet, résilient et représentatif sur le plan écologique*... » afin de protéger la biodiversité et d'assurer l'intégrité des écosystèmes pour les générations actuelles et futures (Gouvernement du Canada, 2011). Cette approche rejoint l'avis de la Convention sur la diversité biologique (CDB) concernant les réseaux d'AMP « écologiquement représentatifs » (CDB, 2010). La recherche

[3] Proudfoot, B., and Rubidge, E. En prép. Approaches for evaluating the ecological benefits of Marine Protected Area networks.

systématique d'une représentation écologique contribue également à garantir que les réseaux d'AMP répondent aux objectifs internationaux (p. ex. la protection de 10 % des zones marines et côtières [CDB, 2011]) d'une manière écologiquement significative et non en se concentrant sur les zones à moindre coût d'opportunité (Margules et Pressey, 2000; Devillers *et al.*., 2015; House *et al.*., 2017). À grande échelle, un réseau représentatif sur le plan écologique comprend toute la gamme et toute la diversité des habitats situés dans la zone d'intérêt, ce qui contribuera à protéger les caractéristiques naturelles à plus petite échelle et les zones importantes pour les espèces qui s'y trouvent. La représentation des ZIEB désignées en particulier est mise en évidence dans le cadre pour les réseaux d'AMP du Canada (Gouvernement du Canada, 2011). De leur côté, les orientations nationales recommandent d'intégrer la représentation de manière itérative afin d'optimiser les autres caractéristiques de conception des réseaux, notamment les ZIEB, la réplication et la connectivité (MPO, 2013b).

Les avis scientifiques régionaux relatifs à la représentation et à la réplication des espèces, des habitats et des caractéristiques naturelles sélectionnés comme priorités de conservation étaient similaires parmi les cinq biorégions prioritaires et sont présentés dans les stratégies de conception des processus de conception des réseaux biorégionaux (MPO, 2015a, 2017 b, 2018a, 2019). La conception d'un réseau d'AMP respectant une approche de PSC peut intégrer la représentation en utilisant des cibles liées à des caractéristiques particulières comme intrants dans les analyses de sélection des sites à l'aide d'un logiciel d'aide à la décision (p. ex. Marxan). Dans toutes les biorégions, les caractéristiques ont été établies à partir de classifications d'habitats à grande échelle, appelées caractéristiques à filtre grossier ou représentatives, et d'espèces prioritaires ou de caractéristiques naturelles, parfois appelées caractéristiques à filtre fin[4]. Une série d'objectifs de conservation spatiaux ont été assignés aux caractéristiques à filtre grossier et à filtre fin selon les caractéristiques écologiques des espèces ou des habitats (MPO, 2015a, 2017a, b, 2018a, 2019). Dans quatre des cinq biorégions, des analyses d'optimisation spatiale Marxan ont été utilisées pour définir des options permettant d'atteindre les objectifs de conservation, tandis que pour la biorégion de l'Arctique de l'Ouest, on a utilisé des analyses à « période mobile » et à superposition (MPO, 2015a). Toutes les approches ont fait appel aux données spatiales disponibles sur les priorités en matière de conservation pour caractériser le paysage de planification. Dans toutes les biorégions, les ZIEB ont été identifiées en tant que priorités de conservation à prendre en compte dans la conception des réseaux, se sont vu attribuer des objectifs explicites et ont été incluses dans les priorités spatiales. Ainsi, dans les zones côtières de la biorégion du plateau Néo-Écossaise (<100 m de profondeur), les ZIEB qui chevauchent plusieurs caractéristiques à filtre fin ou grossier ont été classées par ordre de priorité pour être incluses dans le réseau (MPO, 2018a). Dans la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, l'inclusion des ZIEB n'a pas été effectuée au moyen d'analyses Marxan, mais a été évaluée au moyen de superpositions de données de systèmes d'information géospatiale (SIG), car on estimait que la protection spatiale ne profiterait pas de manière égale à toutes les ZIEB (MPO, 2017b).

La représentation est également une mesure couramment utilisée dans l'évaluation des réseaux d'AMP et est souvent associée à des objectifs internationaux (p. ex. Evans *et al.*., 2015; Jantke *et al.*., 2018; Fischer *et al.*., 2019). Les activités d'évaluation et de surveillance liées à la représentativité peuvent également intégrer les objectifs de conservation spatiale établis pour chaque biorégion pour la conception du réseau d'AMP, en particulier pour les espèces qui sont considérées comme des indicateurs. Lorsqu'elles sont adaptées aux objectifs

[4] Les caractéristiques à filtre fin représentent les espèces prioritaires ou les éléments naturels spatialement distincts (p. ex. les estuaires). Les caractéristiques à filtre grossier sont des caractéristiques à grande échelle dans lesquelles des caractéristiques à plus petite échelle sont imbriquées (p. ex. les unités océanographiques).

opérationnels, les analyses de la représentation peuvent permettre d'évaluer si les objectifs de conservation sont maintenus dans le temps et au fur et à mesure que des sites sont ajoutés au réseau. En outre, si elles sont menées conjointement avec des efforts de surveillance qui facilitent l'amélioration des informations spatiales grâce à la collecte de nouvelles données, des évaluations répétées de la représentation peuvent permettre de détecter les changements qui interviennent dans la diversité des espèces, la répartition des espèces et la qualité des habitats. Ces informations peuvent être intégrées dans un cadre de gestion adaptative, aider à affiner les ZIEB et les ensembles de données spatiales sur les priorités de conservation et servir à réévaluer leur contribution aux objectifs de conservation du réseau (voir également la section 5). La surveillance des zones importantes pour les espèces ou les groupes fonctionnels peut également aider à identifier les élargissements ou les rétablissements de l'aire de répartition des espèces, ce qui peut démontrer la valeur ajoutée d'un réseau d'AMP par rapport à des ensembles ad hoc d'AMP (Roff, 2014). En outre, le suivi des changements qui surviennent dans la représentation des habitats benthiques vulnérables au sein d'un réseau est important non seulement pour soutenir la gestion adaptative, mais aussi pour surveiller le rétablissement potentiel des éléments de conservation prioritaires en réaction à la mise en œuvre du réseau.

Les évaluations de la représentation peuvent être utilisées pour comparer des réseaux d'AMP proposés ou existants à une région marine plus étendue. Les méthodes courantes que l'on trouve dans la littérature comprennent des analyses de similarité reposant sur l'échantillonnage des communautés de poissons à l'intérieur et à l'extérieur des AMP en réseau pour isoler les changements survenus dans la biomasse, la densité ou la diversité des poissons dans les AMP par rapport à ceux des zones environnantes (p. ex. Hamilton *et al.*., 2010; Grorud-Colvert *et al.*., 2014; Soykan et Lewison, 2015) et des superpositions de données SIG pour déterminer dans quelle mesure les réseaux d'AMP proposés ou définitifs saisissent bien les priorités en matière de conservation et leurs objectifs (p. ex, les caractéristiques géomorphiques des fonds marins et les classes d'habitat; Young et Carr, 2015; Jantke *et al.*., 2018; Fischer *et al.*., 2019; Martone *et al.*., en prép. [5]) ou les zones de grande valeur pour la conservation définies au moyen d'analyses de sélection des sites (p. ex. Evans *et al.*., 2015; House *et al.*., 2017; Virtanen *et al.*., 2018). Ces analyses ont fait état de la représentation de caractéristiques écologiques individuelles (Young et Carr, 2015; Martone *et al.*., en prép. [5]) ou, en utilisant les mesures compilées, telles que la richesse des espèces (Soykan et Lewison, 2015) et la réalisation moyenne des objectifs, c.-à-d. la mesure dans laquelle les objectifs de conservation sont atteints pour les priorités de conservation identifiées (Jantke *et al.*., 2018). Parmi les exemples d'outils de surveillance liés à la représentativité, on peut citer l'ADNe (p. ex. Sawaya *et al*., 2019), les images de télédétection recueillies par des satellites, des avions ou des drones (p. ex. Nijland *et al*., 2019; Schroeder *et al*., 2019), données bathymétriques recueillies à l'aide de capteurs multifaisceaux (p. ex. Haggarty et Yamanaka, 2018) ou de relevés de plusieurs espèces et d'habitats effectués par des plongeurs ou des véhicules télécommandés (p. ex. Haggarty, 2015; Frid *et al*., 2018).

La pertinence d'un outil de surveillance sera fonction de l'indicateur qui fait l'objet de la surveillance, des échelles spatio-temporelles de réaction prévues ainsi que des facteurs de stress et des perturbations naturelles aux différents sites. Ces facteurs dicteront à leur tour la fréquence et l'étendue spatiale des relevés de surveillance afin de garantir une utilisation efficace des ressources de surveillance. Par exemple, un objectif de conservation pour un récif d'éponges en eau profonde dont le temps de rétablissement est très lent peut être surveillé sur

[5] Martone, R.G., Robb, C.K., Gale, K.S.P., Frid, A., McDougall, C., and Rubidge, E. En prép. Design strategies for the Northern Shelf Bioregional Marine Protected Area Network. DFO working paper.

une période différente de celle d'un objectif de conservation pour des forêts de laminaires formant la canopée qui ont des taux de croissance rapides, réagissent aux perturbations sur des échelles de temps beaucoup plus courtes et meurent chaque année. Pour les récifs d'éponges des eaux canadiennes du Pacifique, Dunham *et al*. (2018) estiment que la période de surveillance générale devrait être de 3 à 10 ans, en mettant l'accent sur des relevés de routine à grande échelle et sur des relevés intensifs moins fréquents, et recommandent que la période soit affinée dans un cadre adaptatif à mesure que les tendances se précisent au fur et à mesure que la surveillance progresse.

3. RÉPLICATION

La réplication, qui est un autre caractéristique clé de la conception et une mesure de la résilience et de la capacité d'adaptation d'un réseau, a été évaluée moins fréquemment dans la littérature que la connectivité et la représentation (Proudfoot et Rubidge, en prép. [3]). Comme pour les évaluations de la représentation, les études ont souvent utilisé des superpositions de données SIG pour déterminer dans quelle mesure les caractéristiques des fonds marins, les classes d'habitats et les zones d'importance pour les espèces prioritaires sont reproduites dans un réseau d'AMP proposé ou définitif (p. ex. Ban *et al*., 2014; Young et Carr, 2015; Foster *et al*., 2017). Les considérations relatives à l'adéquation/viabilité et les efforts visant à définir une « réplication » ou la quantité d'un type d'habitat spécifique qui doit être présente dans une AMP pour être considéré comme une réplication, parfois appelée taille minimale d'une parcelle d'habitat, font partie intégrante de ces analyses. Les évaluations du réseau d'AMP en Californie ont été réalisées à l'aide de courbes superficie-espèces élaborées localement afin que l'on puisse déterminer la superficie minimale requise pour englober 90 % des espèces reconnues comme utilisant un habitat, et en se servant de ces informations pour définir les parcelles d'habitat du réseau qui peuvent être considérées comme des réplications (Saarman *et al*., 2013; Young et Carr, 2015). Idéalement, des courbes superficie-espèces propres à l'habitat seraient disponibles dans le contexte canadien et un seuil similaire pourrait être appliqué. Toutefois, ces données sont souvent non disponibles et, par conséquent, la définition de « réplication » doit être dérivée d'autres informations telles que la dimension des parcelles. Les efforts de surveillance peuvent servir à recenser la biodiversité associée aux parcelles d'habitat à différentes échelles et à déterminer la taille des parcelles convenant à la reproduction ainsi que l'efficacité des réseaux d'AMP à protéger ces habitats.

La qualité de l'habitat est un autre élément clé d'une définition de ce qu'est la « réplication ». La plupart des évaluations de réseaux d'AMP reposent sur des couches de données SIG sur les types d'habitats dont certaines sont désuètes et présentent des lacunes connues. Ces ensembles de données sont souvent utilisés dans les analyses de sélection des sites des réseaux d'AMP en supposant une qualité d'habitat uniforme dans toute la zone de planification. Un programme de surveillance de réseau d'AMP conçu pour assurer la surveillance de la réplication peut fournir des informations qui permettront la mise à jour des ensembles de données spatiales et l'intégration des indices de qualité de l'habitat aux cartes des types d'habitats. Les informations sur la qualité de l'habitat peuvent ensuite être intégrées dans la définition de la « réplication », ce qui améliore encore notre capacité à déterminer si le réseau atteint ses objectifs de réplication. La définition de ce qui constitue la « réplication » qui en résulte dans un réseau d'AMP aurait une superficie minimale (définie par des courbes superficie-espèces) et un indice de qualité de l'habitat correspondant (p. ex. la densité des laminaires). Un autre indice de la qualité de l'habitat pourrait être élaboré à l'aide de cotes de l'effet anthropique et de la proximité des facteurs de stress d'origine anthropique; cet indice permettrait d'identifier les zones plus vierges et, par conséquent, susceptibles d'être moins dégradées. Cette approche peut être utilisée dans un cadre SIG à l'aide de cartes des effets

cumulatifs (p. ex. Clarke Murray *et al*., 2015). Les efforts de surveillance qui aboutissent à la collecte de nouvelles données pourraient également être pris en considération dans ce type d'évaluation, ce qui permettrait de mieux comprendre les effets cumulatifs.

Une fois que la définition de ce qui constitue une réplication des différents types d'habitats est établie, il faut ensuite déterminer le nombre de réplications nécessaires. On dispose de moins d'informations pour déterminer le nombre approprié de réplications pour certains types d'habitats, bien que de nombreuses études recommandent d'inclure au moins trois réplications spatiales dans les réseaux d'AMP (p. ex. IUCN-WCPA, 2008; Fernandes *et al*., 2012). Cependant, il est peu probable qu'il y ait un nombre approprié universel de réplications pour chaque type d'habitat, c'est pourquoi le nombre approprié de réplications doit être déterminé en fonction du risque, de la vulnérabilité et de la qualité de l'habitat et être évalué à une échelle biorégionale (ou plus fine). Lorsque les caractéristiques sont cartographiées dans l'ensemble du paysage de planification, la surveillance des réplications peut servir de fondement à la gestion adaptative. Ainsi, des seuils de réplication (p. ex. trois réplications de chaque caractéristique à une échelle spatiale définie) pourraient être utilisés pour évaluer les performances du réseau et déclencher une intervention de gestion lorsque la réplication est insuffisante ou décroissante.

Les avis scientifiques régionaux sur la réplication varient d'une région à l'autre parmi les cinq biorégions prioritaires. Par exemple, pour la BPN, on recommande que le nombre de réplications soit établi en fonction de la taille et de la rareté des parcelles, en plus d'être stratifié par un système de classification des habitats physiques à grande échelle ou par la planification de zones présentant des caractéristiques écologiques similaires (MPO, 2019). Pour le plateau Néo-Écossaise, l'avis scientifique recommande au moins deux réplications spatiales pour les caractéristiques à filtre grossier et au moins un exemple spatial de taille adéquate pour la plupart des caractéristiques à filtre fin (qui sont imbriquées dans les caractéristiques à filtre grossier), comme les habitats biogènes qui constituent des priorités en matière de conservation (MPO, 2018a). Les processus du réseau d'AMP de Terre-Neuve-et-Labrador et de l'Arctique de l'Ouest ne comportent pas d'avis précis sur le nombre de réplications à inclure dans le réseau (MPO, 2015a, 2017b), tandis que le processus régional du Golfe[6] recommande au moins trois réplications, tel que recommandé dans la littérature.

Compte tenu des différences d'approche qui existent entre les biorégions pour établir le nombre de réplications, les avis relatifs aux évaluations et à la surveillance seront adaptés à chaque zone de planification. Cependant, toutes les évaluations devront tenir compte de certains éléments clés pour analyser et éventuellement assurer le suivi des réplications. Il faudra : 1) définir explicitement ce qui constitue une « réplication » en termes de taille de parcelle et de qualité des habitats ou de zones d'importance pour les espèces; 2) comprendre les objectifs de la réplication pour le réseau (c.-à-d. combien de réplications ont été recommandées et mises en œuvre dans la conception finale); 3) intégrer le retour itératif des données nouvellement recueillies sur l'utilisation de l'habitat, la taille des parcelles et leur qualité (p. ex. pourcentage de couverture, diversité des espèces dans la parcelle, densité des tiges et des pousses) dans la description et la comptabilisation des réplications. Le suivi de la quantité des réplications est important car, au fil du temps, certaines parcelles d'habitat peuvent être détruites ou dégradées (p. ex. par le changement climatique [section 5] ou l'interaction avec des activités d'extraction), tandis que d'autres peuvent être récupérées (p. ex. par la restauration ou la régénération naturelle) au sein du réseau. En outre, le nombre approprié de réplications doit être réévalué périodiquement pour rendre compte de l'évolution des risques ou des effets du changement

[6] Faille, G., Dorion, D. et Pereira, S., non publié. Méthodologie pour le développement d'un réseau d'aires marines protégées. Document provisoire publié en novembre 2014 pour le Comité technique sur le réseau d'aires marines protégées.

climatique. Enfin, il est important de reconnaître que les caractéristiques de conception au sein du réseau interagissent de manière synergique pour permettre le fonctionnement global du réseau. Dans le cas de la réplication, cela se vérifie tout particulièrement au niveau de la structure et de la connectivité de la métapopulation[7]. Un réseau affichant une réplication adéquate (ou nombre de métapopulations) sera également intrinsèquement plus interrelié et, par conséquent, plus viable.

4. CONNECTIVITÉ

La prise en considération de la connectivité rejoint l'engagement pris par le Canada de respecter l'objectif international fixé par la CDB de protéger « *10 % des zones marines et côtières [au moyen] de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées* » d'ici 2020 (CDB, 2010). Par connectivité spatiale écologique, on entend les déplacements d'organismes, de gènes, d'énergie, de produits chimiques ou de matériaux entre les habitats, les populations, les communautés ou les écosystèmes (Carr *et al*., 2017; tableau 2). Même si la connectivité est une caractéristique de conception, elle n'a été prise en considération que de manière comparative, partielle ou post-hoc dans les cinq biorégions prioritaires au Canada (Tableau 1). Grorud-Colvert *et al*. (2014) définissent cinq types de réseaux d'AMP, à savoir les réseaux ad hoc, de conservation, de gestion, sociaux et de connectivité. Les réseaux d'AMP biorégionaux du Canada entrent actuellement dans les catégories ad hoc ou de conservation parce que la connectivité n'a pas été explicitement intégrée ou évaluée au moment de leur conception. Pour répondre aux attentes concernant la création de réseaux d'AMP connectés au sein du réseau canadien d'AMP élargi, des avis scientifiques propres à chaque région sur la connectivité devront être formulés pour étayer la conception et, en fin de compte, l'évaluation.

Tableau 2. Définition des types de connectivité spatiale écologique et considérations pour la surveillance des réseaux d'AMP. Le déplacement des organismes renvoie aux spores, aux œufs/larves, aux juvéniles ou aux adultes. Chaque mesure est expliquée plus en détail dans les sections suivantes.

Type de connectivité	Définition	Considérations pour la surveillance des réseaux d'AMP
Connectivité du paysage	Mesure dans laquelle le paysage facilite ou entrave les déplacements entre les habitats, les populations, les communautés ou les écosystèmes.	· Besoins en données les plus faibles. · Peut répondre à des questions plurispécifiques. · Fournit des informations sur les profils de connectivité à l'échelle du réseau. · Exige, pour les modèles propres à des espèces, des valeurs de résistance validées sur le terrain.
Population — connectivité génétique	Transferts de gènes entre des populations distinctes par les déplacements d'organismes d'une même espèce parmi des populations distinctes.	· Détecte les changements sur plusieurs générations. · Détecte les profils de connectivité réalisés.

[7] Une métapopulation est un assemblage de sous-populations spatiales semi-distinctes reliées par dispersion.

Type de connectivité	Définition	Considérations pour la surveillance des réseaux d'AMP
		· La résolution spatiale est un problème et est limitée/définie par l'échantillonnage.
Population — connectivité démographique	Déplacement d'organismes d'une même espèce parmi des sous-populations ou des habitats épars ou discontinus.	· Les outils de mesure sur place peuvent fournir des informations sur la dispersion en temps réel (par ex. les balises satellites). · Les modèles fournissent des profils de connectivité à l'échelle du réseau. · Les modèles peuvent prévoir les changements qui toucheront les profils de connectivité dans les conditions climatiques futures. · La validation des modèles peut être difficile.
Connectivité des écosystèmes	Mouvement de l'énergie et des nutriments par les déplacements des organismes ainsi que des produits chimiques et des matériaux entre les écosystèmes.	· Défi logistique. · Peut convenir dans des cas précis (p. ex. la circulation de détritus)

La mesure de l'étendue de la connectivité entre les composants du réseau et au sein de la zone de planification/évaluation élargie peut faciliter l'évaluation des résultats du réseau d'AMP. Dans un véritable réseau, les AMP interagissent les unes avec les autres de telle sorte que l'ampleur du changement dans le réseau est supérieure à la somme des composants individuels ($O_{\text{interaction réseau}} > 0$, voir l'équation 1). Pour concevoir un réseau connecté, les gestionnaires doivent d'abord déterminer quelles priorités de conservation doivent tenir compte de la connectivité, le rôle que chaque AMP joue dans le soutien de la connectivité et l'échelle spatiale et temporelle appropriée pour chaque priorité de conservation (Balbar et Metaxas, 2019). En particulier, les priorités de conservation dont la persistance repose sur des liens spatiaux au sein de la région de planification (p. ex. les liens entre l'abondance des juvéniles et les frayères) devraient être privilégiées au moment de l'examen de la connectivité pendant la phase de conception. L'évaluation de la connectivité d'un réseau à plusieurs points dans le temps améliore l'efficacité de la conception des réseaux futurs, en particulier lorsque les réseaux sont conçus étape par étape, en renforçant la capacité de ces derniers à s'adapter à un paysage et à des conditions environnementales changeants (voir section 5). La surveillance des profils de connectivité peut être une considération essentielle pour orienter la localisation, la taille et l'espacement des futures AMP dans un réseau en expansion.

La littérature internationale ne donne que deux exemples notables de réseaux d'AMP pour lesquels la connectivité est prise en compte dans la conception et la surveillance : l'ouest d'Hawaï et le littoral de la Californie. Dans l'ouest d'Hawaï, le Papahānaumokuākea Marine National Monument, le Midway Atoll National Wildlife Refuge et l'Hawaiian Islands Humpback Whale National Marine Sanctuary sont des AMP où pour lesquelles la connectivité génétique et les études de marquage font partie de la surveillance continue. Leur plan de gestion mentionne que la connaissance de la structure génétique des populations d'invertébrés et de poissons de

récif dans l'archipel est l'une des stratégies de surveillance de l'écosystème marin local (Papahānaumokuākea Marine National Monument Management Plan, 2008; Chow *et al* ., 2015). Les responsables du réseau d'AMP de la côte nord de la Californie évaluent la taille, l'espacement et la localisation des AMP dans le réseau (Department of Fish and Wildlife, 2017) afin d'étudier des questions fondamentales de connectivité telles que les effets qu'exercent les distances entre les AMP sur la connectivité et les principaux mécanismes de connectivité (p. ex. par l'échange de larves ou le déplacement d'adultes, la dynamique des sources-puits des populations et les domaines vitaux des organismes (Department of Fish and Wildlife, 2017). Ces exemples démontrent qu'un effort est consenti pour que les connexions écologiques soient prises en considération; cependant, nous ne connaissons pas d'exemples concrets où la connectivité des espèces ou des habitats est mesurée de manière exhaustive à l'échelle d'un réseau.

4.1. CONNECTIVITÉ DANS L'ESPACE ET LE TEMPS

Les processus écologiques qui constituent la connectivité des populations (notamment le frai, la dispersion, l'établissement, la survie jusqu'à la reproduction et les déplacements des juvéniles et des adultes) varient selon les espèces dans l'espace et dans le temps. Par exemple, les larves du tunicier *Molgula pacifica* ont une durée de propagule moyenne (ou durée de la phase larvaire pélagique – DPLP) de 36 heures et, par conséquent, ne parcourent que des distances de l'ordre du mètre (Shanks, 2009). Par ailleurs, les larves du crabe dormeur (*Cancer magister*) ont une durée de propagule de trois à quatre mois et peuvent parcourir jusqu'à 500 km (Shanks, 2009). La variation de la DPLP peut également être liée aux conditions environnementales, qui varient dans le temps et l'espace. Ainsi, la durée pélagique prévue pour la larve du homard (*Homarus americanus*) peut varier considérablement dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce au Canada, qui s'étend des eaux chaudes du plateau Néo-Écossaise aux eaux beaucoup plus froides du nord-ouest de Terre-Neuve (Quinn *et al*., 2013). Les variations saisonnières de la période de frai de la morue franche (*Gadus morhua*) exposent les œufs et les larves à différents régimes thermiques et océanographiques (c.-à-d. début du printemps et été) qui augmentent la durée et l'ampleur de la dispersion (Bradbury *et al*., 2000; Stanley *et al*., 2013). Ces différences dans la durée de la propagule et la distance de dispersion peuvent avoir des conséquences importantes sur la conception et l'évaluation des réseaux d'AMP (Stanley *et al*., 2015b). La prise en considération d'espèces ou de caractéristiques de conservation ayant de courtes distances de dispersion peut être réalisée par la mise à l'échelle de la taille de l'AMP, mais les organismes disperseurs sur de longue distance ont généralement besoin d'un espacement adéquat des AMP, en particulier les organismes qui passent différentes parties de leur vie dans différents habitats, comme c'est le cas pour la morue franche dont les juvéniles profitent de la présence d'herbiers de zostères (*Zostera marina*) avant de migrer vers des eaux plus profondes, au large des côtes (Lilley et Unsworth, 2014). Comme la dispersion et la connectivité sont tributaires du changement environnemental (c.-à-d. le changement climatique; voir section 5.2), il faudra procéder à une (ré)évaluation continue des échelles de dispersion et de connectivité au sein du réseau pour en mesurer l'efficacité.

Les différents outils dont on dispose pour mesurer la connectivité, directement et indirectement, permettent de détecter des tendances à différentes échelles spatiales et temporelles (Figure 2). Ainsi, il est évident que de nombreux outils se chevauchent à une résolution spatiale de 1 à 10 000 km et à des portées jour-année. Les outils ayant une résolution à une échelle plus fine, tels que la modélisation biophysique, l'analyse de la filiation, la chimie des otolithes et les isotopes stables, peuvent permettre d'élucider les profils de connectivité sur une seule génération. À l'inverse, les outils à résolution grossière, comme la phylogénétique et la génétique des populations, peuvent mettre en évidence les profils de connectivité sur plusieurs générations.

Lorsque l'on considère l'échelle temporelle et spatiale de la surveillance des profils de connectivité dans une perspective de gestion, le fait d'avoir des objectifs opérationnels clairement définis et mesurables assortis des bons indicateurs orientera le choix de l'outil de surveillance approprié. Par exemple, l'utilisation de la phylogénétique ne serait pas un outil approprié pour évaluer la connectivité des réseaux concernant une espèce d'intérêt pour une année en particulier, et les méthodes reposant sur le paysage ne donneraient pas une résolution temporelle suffisante pour étudier les profils des flux génétiques et de la structure des populations.

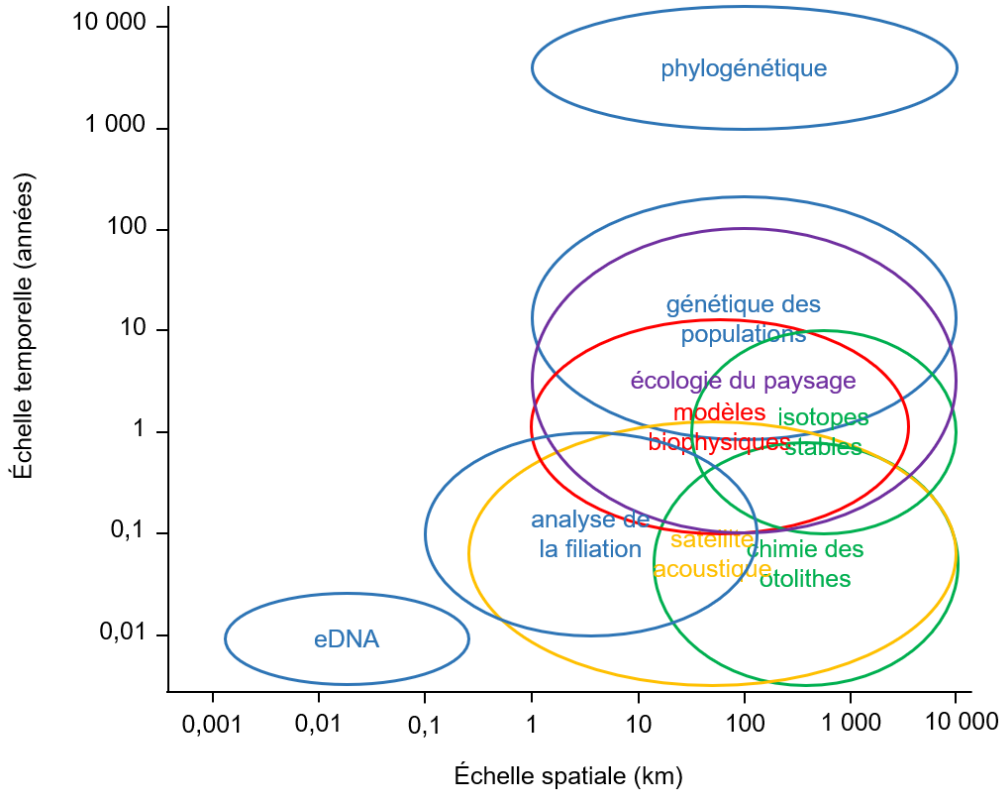

Figure 2. Échelles spatiales et temporelles des différents outils utilisés pour mesurer la connectivité dans le cadre de la surveillance des réseaux d'AMP. Les cercles bleus indiquent les approches génétiques; les cercles verts indiquent les outils de chimie. Notez que l'analyse de la filiation peut renvoyer à des études de marquage-recapture ou à des approches de marquage génétique ou naturel (p. ex. géochimie). Adapté de Jones et al. (2009).

4.2. OUTILS ET APPROCHES POUR MESURER LA CONNECTIVITÉ

Les multiples façons dont la connectivité peut être mesurée (figure 3) et la complexité inhérente à la mesure d'un processus qui varie au sein d'une même espèce (p. ex. les populations) et entre les espèces des réseaux axés sur plusieurs espèces constituent l'un des obstacles qui viennent compliquer l'inclusion de la connectivité dans la conception et l'évaluation des réseaux d'AMP. Nous donnons ici un aperçu des différentes méthodes utilisées pour mesurer directement et indirectement la connectivité afin de satisfaire à une série d'objectifs de conception et, éventuellement, de conservation. Nous comparons également ces approches avec l'application de la connectivité implicite (« règles empiriques » fondées sur la catégorisation de la dispersion des espèces). Plus précisément, nous nous concentrons sur l'évaluation des caractéristiques spatio-temporelles de chaque outil, répartis en méthodes directes et indirectes, en relation avec les applications potentielles pour la surveillance des

réseaux d'AMP. Les outils décrits comprennent : les techniques visuelles et moléculaires (p. ex. génétique, identification photographique, marquage et rapports isotopiques); les balises passives (p. ex. spaghetti, bande, nageoire, transpondeur intégré passif); les balises actives de transmission (p. ex, les balises radio, acoustiques et satellitaires); les balises d'archivage à court terme (p. ex. les balises à caméra, les balises à accéléromètre, les balises à capteur magnétique, la température interne/rythme cardiaque) et à long terme (p. ex. les balises d'archivage pop-up, la température interne/rythme cardiaque, les balises qui enregistrent le cycle de vie, les balises qui enregistrent l'activité quotidienne).

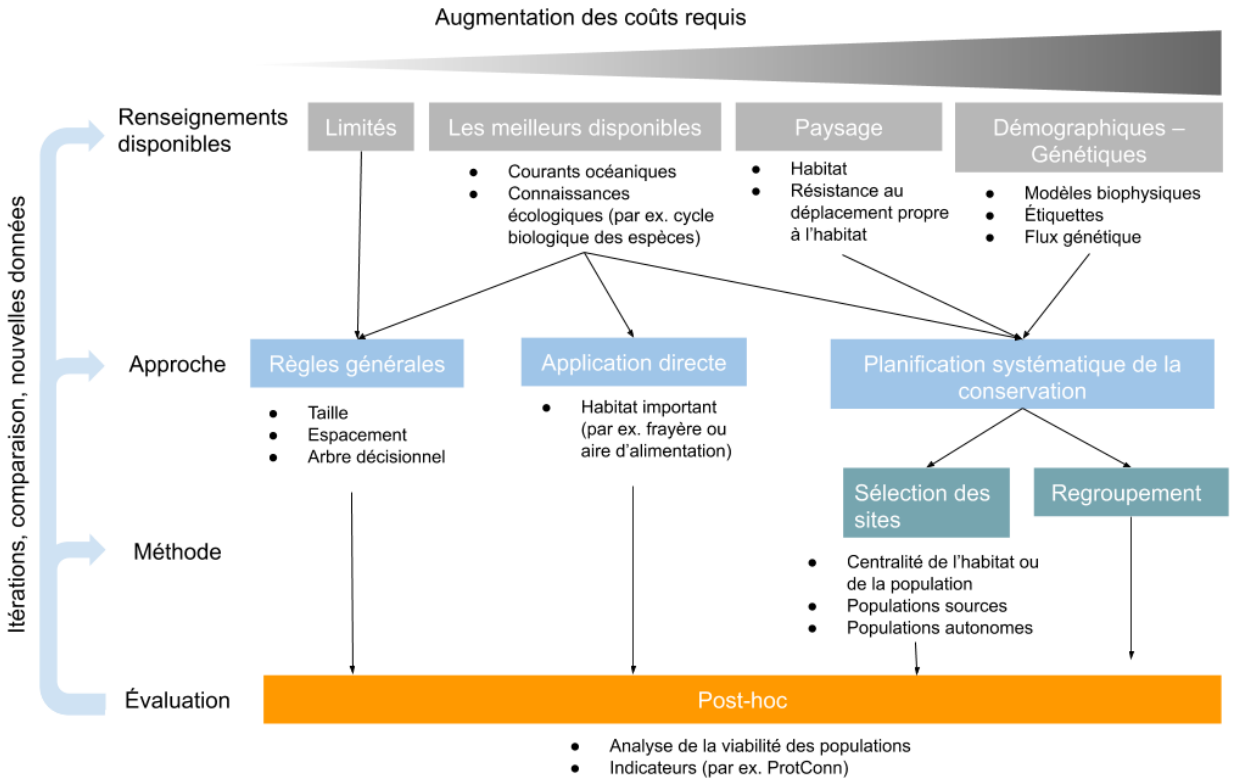

Figure 3. Flux de travail potentiels pour intégrer les connaissances basées sur la connectivité dans la planification et la surveillance du réseau AMP avec des exigences de coûts variables.

4.2.1. Méthodes directes

4.2.1.1. Outils génétiques

L'intégration de la connectivité aux réseaux d'AMP est une composante essentielle pour permettre l'échange d'individus migrants, la dynamique des populations source-puits et le flux génétique (Xuereb *et al*., 2019). Les outils génétiques peuvent être utilisés pour déterminer la structure de la population à petite échelle et l'adaptation à l'environnement local, pour comprendre les relations de filiation et de fratrie et pour estimer le flux génétique entre les populations, ce qui peut constituer un moyen quantitatif d'évaluer la connectivité au sein d'un réseau d'AMP ou d'une conception de réseau (D'Aloia *et al*., 2017b; D'Aloia et Neubert, 2018). Les méthodes actuelles de séquençage à haut débit, notamment le séquençage de l'ADN associé à un site comportant des restrictions (RAD-Seq) et le séquençage du génome entier, ont rendu ces informations plus accessibles que jamais. Malgré des coûts initiaux relativement

élevés, les chercheurs ont désormais accès à des milliers ou des millions de marqueurs génétiques (polymorphismes mononucléotidique ou PMN) pour évaluer la diversité génétique et obtenir des informations inédites sur les processus démographiques et évolutifs (Selkoe et Toonen, 2011; Fuentes-Pardo et Ruzzante, 2017; Jeffery *et al*., 2017; Van Wyngaarden *et al*.. 2017 b).

De nombreuses plantes et de nombreux animaux marins ont des larves qui peuvent se disperser sur des centaines de kilomètres en quelques jours ou en quelques semaines, tandis que leurs stades adultes sont sessiles ou moins mobiles. Ce fort potentiel de dispersion, associé à des tailles de populations effectives (supposées) importantes, nous a amenés à penser que des populations géographiquement distinctes seraient panmictiques et présenteraient une faible structure de population et une forte connectivité sur de grandes distances (Gagnaire *et al*., 2015). Il est de plus en plus courant, lorsqu'on utilise un séquençage à haut débit, de mettre au jour des évolutions démographiques complexes et de découvrir une adaptation locale à des différences environnementales à petite échelle (p. ex. températures de surface et de fond, salinité, substrat) (p. ex. Saenz-Agudelo *et al*., 2015; Van Wyngaarden *et al*., 2017a; Stanley *et al*., 2018). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la génomique a été étudiée pour un nombre croissant de poissons et d'invertébrés, notamment la morue franche (Bradbury *et al*. 2014; Kess *et al*., 2019), le hareng (Kerr *et al*., 2019), le saumon de l'Atlantique (Sylvester *et al*., 2017 a; Lehnert *et al*., 2019) et le pétoncle géant (Van Wyngaarden *et al*., 2017 a), mais une plus grande variété d'espèces ayant des cycles biologiques différents justifie une étude visant à fournir des données pour la conception et l'évaluation des réseaux d'AMP.

Outre l'augmentation de la puissance statistique, les grands échantillons de polymorphisme mononucléotidique (PMN) présentent l'avantage suivant : alors que la plupart des PMN (≥90%) évoluent de manière neutre (comme les microsatellites), une minorité peut être « adaptative » ou « aberrante » parce qu'elle se trouve dans une région génétique qui, à son tour, entraîne une adaptation locale en dépit des niveaux élevés de flux génétique au sein des populations. Bien que les marqueurs neutres évoluent sous l'effet de la dérive génétique, les PMN aberrants peuvent évoluer sous des pressions sélectives qui peuvent combattre les effets d'un flux génétique fort et homogénéisant. Ces deux types de marqueurs peuvent être utiles pour la conception et la surveillance des réseaux d'aires de conservation (Xuereb *et al*., 2019). Les marqueurs adaptatifs peuvent révéler des populations génétiquement uniques qui méritent d'être protégées, soit parce qu'elles sont rares, soit parce qu'elles contribuent fortement à la diversité génétique globale et au potentiel adaptatif de l'espèce, tandis que les marqueurs neutres peuvent fournir des informations sur la connectivité entre les aires de conservation (Xuereb *et al*., 2019).

L'estimation de la dispersion à l'aide de marqueurs génétiques neutres peut être classée en deux grandes catégories, à savoir les méthodes indirectes de substitution telles que le calcul de la relation d'isolement par la distance (IPD) ou de l'indice de fixation (F_{ST}) parmi les populations ou, encore, les méthodes directes telles que les méthodes d'attribution de la filiation et de regroupement pour comprendre les limites de la dispersion ou de l'auto-recrutement (Gagnaire *et al*., 2015). Dans le modèle de l'IPD, plus les populations sont éloignées (géographiquement), plus elles sont génétiquement différentes. On suppose donc que la dispersion s'affaiblit avec l'éloignement géographique. En analysant la pente de la relation IPD, il est possible de générer des noyaux de dispersion pour les espèces d'intérêt afin d'estimer les échelles spatiales de la connectivité génétique, qui à leur tour peuvent servir à déterminer l'échelle spatiale de la surveillance.

Les méthodes directes formulent moins d'hypothèses sur les paramètres démographiques que les modèles indirects, mais exigent beaucoup plus de données pour produire des estimations réalistes de la dispersion. Par exemple, l'analyse de la filiation nécessite un échantillonnage

génétique des deux parents et éventuellement de milliers de descendants, ce qui ne peut se faire de manière réaliste que sur une petite échelle spatiale (D'Aloia *et al*., 2013; D'Aloia *et al*., 2018). D'Aloia *et al.*(2015) ont estimé un noyau de dispersion de 1,7 km pour un poisson de récif tropical en s'appuyant sur une analyse de filiation et ont conclu que pour qu'un réseau de réserves marines puisse protéger efficacement les communautés de poissons, les réserves doivent être distantes de <10 km afin de préserver les disperseurs à courte distance. Qui plus est, ces méthodes ne peuvent produire que des quantifications des déplacements plutôt que des flux de gènes, car il se peut que les migrants ne puissent pas se reproduire avec succès après la dispersion (Gagnaire *et al*., 2015). Pour les estimations directes et indirectes du flux génétique, il est préférable de procéder à un échantillonnage continu des individus dans la zone géographique d'intérêt plutôt qu'à un échantillonnage ponctuel d'individus.

La génétique des populations trouve de nombreuses applications dans la surveillance des réseaux. Ces applications comprennent la surveillance de la connectivité génétique, la détection de nouveaux migrants et l'examen du recrutement par des analyses de filiation et de fratrie. Une fois les travaux de génétique de base terminés, des sous-ensembles plus petits et plus rentables de PMN informatifs peuvent être développés à partir d'échantillons plus importants dérivés du séquençage du génome ou du séquençage de l'ADN associé à un site comportant des restrictions. Ces petits échantillons de PMN, généralement classés en fonction de leur capacité à différencier des populations génétiquement ou géographiquement distinctes (c.-à-d. en fonction de F_{ST} ou de différences de fréquence des allèles), peuvent fournir les mêmes informations qu'un échantillon de PMN plus important s'ils sont conçus de manière appropriée (Wringe *et al*., 2018). Cela est particulièrement utile si une aire de conservation marine comporte des stocks mixtes d'une espèce, car ces PMN de diagnostic peuvent alors nous permettre de déterminer les régions d'origine en fonction d'intervalles de temps réguliers (p. ex. Jeffery *et al*., 2018; Sinclair-Waters *et al*., 2018). Les PMN ou les nouvelles méthodes utilisées pour séquencer des centaines de microsatellites par séquençage direct (p. ex. Bradbury *et al*. 2018) peuvent être utilisés pour assurer le suivi de l'auto-recrutement dans les AMP et révéler les débordements au-delà des limites des réserves (Pelc *et al*., 2010). Les microsatellites traditionnels ont été utilisés avec succès en association avec la modélisation biophysique pour étudier le recrutement de vivaneau australasien (*Chrysophrys auratus*) dans une petite (5,2 km2) AMP côtière en Nouvelle-Zélande. Le Port *et al.* (2017) ont révélé que le vivaneau adulte dans l'AMP représentait 10,6 % des juvéniles dans une zone environnante de 400 km^2, ce qui laisse supposer que cette petite réserve fournit une contribution larvaire disproportionnée dans la zone élargie. *Baetscher et al.* (2019) ont effectué le génotypage de près de 15 000 sébastes (*Sebastes* spp.) en Californie tempérée à l'aide de 96 marqueurs génétiques et ont pu identifier des parents et des frères et sœurs à l'intérieur et à l'extérieur d'un réseau de réserves marines, ce qui prouve à la fois l'existence d'un auto-recrutement au sein d'une réserve marine et d'un essaimage dans des zones non protégées, ce qui permet de soutenir les populations exploitées. Ces marqueurs génétiques générés par un séquençage à haut débit et de puissantes analyses bioinformatiques peuvent être utilisés pour assurer la surveillance de la connectivité des réseaux d'AMP en détectant les migrations, en identifiant les stocks génétiques et en permettant des analyses de filiation sur de vastes échelles géographiques et temporelles.

4.2.1.2 Identification visuelle

Le suivi des déplacements et de la répartition de chaque animal marin est une tâche difficile; cependant, les méthodes d'identification visuelle telles que les techniques de photo-identification se sont révélées utiles pour estimer l'abondance, la répartition, la structure des populations et les déplacements de populations bien documentées de mammifères marins (Hammond *et al*., 1990), de tortues de mer (Gatto *et al*., 2018), de requins-baleines (McCoy *et al*., 2018) et d'oiseaux de mer. La documentation répétée d'animaux présentant des

caractéristiques distinctives (p. ex. motifs de pigmentation, cicatrices naturelles) ou des marques passives (p. ex. baguage, marquage, marquage électronique par transpondeur passif intégré) peut être utilisée de la même manière que les données de suivi provenant de dispositifs de télémétrie (p. ex. section 4.2.1.3).

On a eu recours à des programmes d'identification visuelle pour estimer l'abondance, la répartition, la structure et les déplacements de populations de cétacés relativement bien documentées (p. ex. George *et al*., 2004; Wimmer et Whitehead, 2004). Un ou plusieurs comportements connus et des marqueurs distinctifs peuvent être utilisés pour suivre un individu dans l'espace et dans le temps (Hammond *et al*., 1990; Urian *et al*., 2015) et, en combinaison avec la photographie numérique et l'analyse d'images, un individu peut être identifié avec un fort degré de certitude. La photo-identification peut fournir une évaluation de la connectivité et de l'utilisation spatio-temporelle de l'habitat, ce qui constitue une information précieuse pour la surveillance des AMP (Hastie *et al*., 2003; Gormley *et al*., 2012). Par exemple, des analyses de marquage-recapture utilisant la photo-identification dans l'AMP du Gully ont été utilisées pour surveiller l'abondance et les profils de déplacement (dans l'AMP et les canyons adjacents) de la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), une espèce menacée (Wimmer et Whitehead, 2004; O'Brien et Whitehead, 2013). Les relevés dans le cadre desquels des données d'observation sont recueillies offrent un avantage par rapport aux méthodes de télémétrie qui demandent aux navires de s'approcher relativement près pour déployer les balises et souvent effectuer une manipulation directe (section 4.2.1.3); toutefois, il faut tenir compte des perturbations que peuvent subir les animaux en raison de la proximité des navires, de la durée et de la fréquence du temps passé à proximité des animaux. La nature relativement non invasive des relevés par photo-identification peut en faire une méthode privilégiée pour assurer le suivi de la présence, de l'abondance et des déplacements d'espèces marines en péril qui passent un certain temps à la surface.

Les programmes de surveillance des réseaux d'AMP pourraient représenter une application intéressante pour le développement d'indicateurs de la connectivité à l'aide de méthodes de photo-identification pour les objectifs de conservation applicables (p. ex. les mammifères marins). La nature à long terme de la surveillance des AMP offre la possibilité de développer les plans de relevés standardisés, spécifiques et longitudinaux dont on a besoin pour maximiser les avantages de la photo-identification (p. ex. O'Brien et Whitehead, 2013; Cheney *et al*., 2014) et pour limiter les erreurs des observateurs qui peuvent survenir lorsque les observations sont intégrées à des programmes et à des plateformes (Urian *et al*., 2015). Le déploiement de navires de relevé dans le cadre d'une surveillance soutenue et à long terme du réseau d'AMP augmente la faisabilité de la mise en œuvre de programmes d'identification visuelle; toutefois, les plans de relevés ciblés seront toujours nécessaires (p. ex. surveillance à long terme des populations de baleines à bec communes dans l'AMP du Gully — Whitehead *et al* ., 1997; O'Brien et Whitehead, 2013). Les informations détaillant l'utilisation de l'espace peuvent aider à évaluer le chevauchement spatial entre les mesures de protection (p. ex. l'emplacement des AMP ou le zonage à l'intérieur de celles-ci) et le déplacement/la présence d'espèces ou de populations prioritaires (p. ex. O'Brien et Whitehead, 2013). Cela peut être particulièrement pertinent pour les espèces qui réagissent fortement aux proies et aux conditions environnementales (p. ex. les populations de baleines franches de l'Atlantique Nord dans l'Atlantique Nord-Ouest — Simard *et al*., 2019; Sorochan *et al*., 2019), où l'importance de l'habitat individuel peut changer avec le temps. Tant les observations visuelles que la télémétrie animale (4.2.1.3) fournissent des informations sur les déplacements des individus que les méthodes indirectes (p. ex. les modèles génétiques ou biophysiques - sections 4.2.1.1 et 4.2.2.1, respectivement) ne peuvent fournir.

4.2.1.3. Télémétrie animale

Les outils de télémétrie animale mis au point pour suivre les déplacements des animaux aquatiques peuvent être utilisés pour mieux comprendre la dynamique de la biodiversité et l'utilisation de l'espace à différentes échelles spatio-temporelles. Ils peuvent également aider à évaluer la conception et l'efficacité des aires protégées en fournissant des informations temporelles et spatiales sur l'abondance des animaux, leur répartition et les déplacements des individus. Les informations sur la présence/absence des animaux et les données sur leurs déplacements recueillies à l'aide de méthodes de marquage peuvent nous aider à comprendre les profils de résidence, les échelles de migration et les associations avec les habitats et les niches d'alimentation décrits par des données de covariables environnementales recueillies simultanément (p. ex. la température et la salinité). Les méthodes de modélisation des déplacements des animaux évoluent en vue de l'inclusion de variables environnementales qui nous permettront de mieux comprendre les modèles spatio-temporels d'utilisation de l'habitat par les populations de certaines espèces et pas seulement par les individus.

En plus des observations visuelles et des méthodes de marquage-recapture pour évaluer l'abondance et la répartition des animaux (voir section 4.2.1.2), la télémétrie animale peut être utilisée pour estimer la dispersion et les profils de migration des invertébrés, des poissons, des oiseaux et des mammifères marins; les taux de mortalité et l'abondance des individus résidents et les profils saisonniers de résidence; les changements dans la répartition en réaction à des changements dans l'habitat (liés au rétablissement, à la variabilité naturelle de l'environnement et au changement climatique); et la connectivité entre les aires protégées au sein d'un réseau et entre les réseaux pour les espèces dont les aires de répartition sont très étendues. La radiotélémétrie, la télémétrie acoustique, les balises d'enregistrement chronologique des données biologiques, les balises de localisation par satellite ARGOS, les balises de transmission de données par satellite et les balises de localisation GPS peuvent être utilisées pour recueillir des données sur la position des animaux et d'autres données. Les balises radio VHF et les balises acoustiques sont limitées quant au nombre et à la distribution des récepteurs et au temps passé à les suivre activement; cependant, le positionnement à petite échelle peut être complémenté par des relevés acoustiques mobiles indépendants et par des déclarations sur les prélèvements d'espèces commerciales (p. ex. Cote *et al*., 2018) ainsi que par l'utilisation d'infrastructures en place telles que l'Ocean Tracking Network (Iverson *et al*., 2019). Les balises d'enregistrement chronologique des données biologiques peuvent stocker des données provenant de plusieurs sondes (p. ex. profondeur, température, salinité et luminosité) et fournir des estimations de localisation en fonction de la luminosité; toutefois, ces estimations de localisation sont moins précises que celles provenant des balises satellitaires et GPS. Toutes les balises de suivi électronique présentent un certain niveau d'incertitude quant aux estimations de la position, lesquelles varient en fonction des conditions ambiantes, du comportement des animaux, de la zone à l'étude, du cycle de vie et de la durée du déploiement. Les balises satellitaires, pop-up et GPS sont de plus grande dimension et sont surtout utilisées pour suivre les déplacements des grands poissons pélagiques, des oiseaux de mer, des mammifères marins et des tortues de mer. Les données issues de ces méthodes de marquage peuvent être utilisées pour caractériser l'incertitude des estimations de localisation, qui à leur tour peuvent être incorporées dans les modèles utilisés pour analyser les déplacements.

Outre l'erreur de localisation, les effets du marquage, le biais de marquage lié au lieu de déploiement et la suffisance de la taille des échantillons sont des éléments dont il faut tenir compte au moment de l'élaboration d'études de marquage fondées sur des hypothèses, compte tenu notamment de la grande variation du comportement de déplacement des individus. Les coûts et la logistique nécessaires au déploiement des balises ainsi que les limites de la durée de vie des batteries sont des obstacles à la faisabilité d'études de suivi à long terme des

espèces dans les aires protégées. Malgré ces enjeux, les données provenant d'études qui chevauchent des aires protégées actuelles et futures sont des références qui pourront nous aider à concevoir des plans de recherche et de surveillance pour les AMP et les réseaux d'AMP. Les efforts accrus de marquage acoustique à proximité de l'AMP du banc de Sainte-Anne ont été soutenus par l'industrie de la pêche, l'Ocean Tracking Network et Emera, qui ont fourni des données précieuses sur les déplacements du crabe des neiges (Choi *et al*., 2018). Le déploiement de récepteurs dans l'AMP du banc de Sainte-Anne et le marquage d'autres espèces d'intérêt (p. ex. la morue franche, le loup atlantique et le chaboisseau à épines courtes) dans l'AMP par le MPO, avec le soutien de l'industrie de la pêche, ont permis de compléter et d'exploiter l'infrastructure de ce projet multipartite de surveillance acoustique du crabe des neiges (Choi *et al*., 2018). Ces données peuvent être utilisées pour estimer l'utilisation spatio-temporelle de l'AMP par le crabe des neiges et d'autres espèces marquées.

Les recherches sur la connectivité qui utilisent des méthodes de marquage électronique devraient être axées sur la gestion afin de hiérarchiser les ressources et de maximiser l'effet potentiel que les résultats de ces études peuvent avoir sur la manière dont les AMP et les réseaux sont planifiés et surveillés. Les informations de base sur la présence d'espèces à l'intérieur et à proximité des AMP existantes et proposées dans les cinq biorégions prioritaires ont été prises en considération pendant la phase de conception, mais la connectivité entre les aires protégées n'a pas été évaluée à l'aide de données d'observation ou de suivi. Les données provenant des balises satellites de mammifères marins et de tortues de mer et des balises satellites et acoustiques de grandes espèces pélagiques fournissent des informations de base et peuvent être utilisées pour assurer la surveillance de l'abondance relative et des déplacements des individus dans les AMP et les réseaux. Ces données sont incluses en tant que sources de données pour la surveillance des bélugas dans l'AMP de Tarium Niryutait, dans la région de l'Arctique (MPO, 2013c) et des tortues luths et des requins dans l'AMP du chenal Laurentien, dans la région de Terre-Neuve (MPO, 2015b). Dans l'AMP de la baie Gilbert, dans la région de Terre-Neuve, les balises acoustiques sont une source importante d'informations indépendantes de la pêche pour l'AMP qui a été créée en 2005 dans le but de protéger et de conserver une population unique de morue franche et son habitat. Les données sur les déplacements tirées de ces balises nous permettent de connaître le mélange des stocks, la mortalité et la migration de la morue de la baie Gilbert et du nord tout au long de l'année (MPO, 2017c). Ces données de marquage acoustique ont également été utilisées pour établir un lien entre le déclin de l'abondance de la morue de la baie Gilbert et la mortalité par la pêche présumée en dehors des limites de l'AMP. Ces informations laissent sous-entendre que les modifications des limites ou des changements dans les activités de pêche adjacentes étaient nécessaires pour favoriser l'atteinte du principal objectif de conservation de l'AMP, à savoir la protection de la morue de la baie Gilbert (Morris and Green, 2014).

Le suivi des déplacements et de l'utilisation de l'habitat par les individus et les populations à l'aide de l'identification visuelle et de la télémétrie animale pourrait devenir de plus en plus pertinent avec le changement climatique (voir section 5) pour orienter l'application de mesures de conservation dynamiques qui suivent l'évolution des conditions environnementales (Tittensor *et al*., 2019).

4.2.1.4. Méthodes géochimiques

L'hétérogénéité environnementale des systèmes marins est omniprésente et agit sur les organismes à différents niveaux spatiaux, temporels et physiologiques. Cette variation et cette réaction physiologique peuvent être utilisées pour identifier les organismes dans le temps et l'espace lorsqu'elles sont consignées dans un registre biologique ou sur une « étiquette » décrivant les conditions environnementales ambiantes. Comme ces signatures géochimiques

se développent sur place, sans qu'il soit nécessaire d'intervenir artificiellement, elles sont de plus en plus utilisées comme outil stratégique dans la recherche marine.

La composition géochimique des structures calcifiées des organismes marins est une étiquette naturelle couramment utilisée qui peut fournir des informations sur la connectivité et les déplacements des animaux qui seraient autrement difficiles à obtenir à l'aide de méthodes de marquage direct. Cette approche exige que la variabilité spatiale des conditions ambiantes crée des signatures distinctes qui sont enregistrées dans les structures calcifiées telles que les otolithes, les statolithes ou les coquilles. Lorsqu'elles sont accumulées tout au long du cycle de vie d'un organisme, ces signatures fournissent une chronologie indélébile des conditions ambiantes accumulées, d'incréments quotidiens à annuels, à mesure que l'organisme se développe (Campana, 1999). Ces signatures peuvent être utilisées pour reconstituer les conditions environnementales vécues lorsque les éléments constitutifs sont fortement corrélés avec des conditions particulières (Stanley *et al*., 2015 a). Ainsi, le strontium élémentaire (p. ex. Bath *et al*., 2000) et l'oxygène (p. ex. Hoie *et al*., 2004) ont été utilisés comme indicateurs des transitions le long de gradients de salinité et de température, respectivement, pour une variété d'organismes. Cette approche peut également être utilisée pour suivre la dispersion des larves (composition élémentaire de la coquille des larves; DiBacco et Levin, 2000), retracer les origines natales des individus s'installant dans un habitat de juvéniles (p. ex. microchimie des otolithes juvéniles; Stanley *et al*., 2016), suivre la migration et les déplacements des individus au cours de leur vie (p. ex, chimie rétrospective des otolithes; D'Avignon et Rose, 2013) ou pour examiner le retour au lieu d'origine des adultes reproducteurs qui ont migré loin de l'habitat des juvéniles (Thorrold *et al*., 2001) et ainsi constituer un outil puissant pour évaluer la connectivité dans les systèmes marins (Gillanders, 2005).

Diverses applications de l'analyse géochimique ont été utilisées au Canada pour élucider les profils de connectivité. À titre d'exemple, il a été démontré que la composition géochimique des otolithes de morue franche réagissait fortement à la température et à la salinité (Stanley *et al*., 2015a), lesquelles varient aux échelles spatiales locales (10 à 100 km; Stanley *et al*., 2016) et régionales (100 à 1000 km; D'Avignon et Rose, 2013). Cette variation a été utilisée pour différencier les populations côtières et hauturières de morue franche (Neville *et al*., 2018) et pour différencier les groupes reproducteurs présumés (D'Avignon et Rose, 2013) dans l'Atlantique Nord-Ouest lorsqu'ils sont échantillonnés en tant que « stock » mixte. Des études similaires d'empreintes élémentaires sur le flétan du Pacifique (Gao et Beamish, 2003) et le saumon rouge (Gao et Beamish, 1999) ont fourni de l'information sur leur répartition spatiale et leurs profils de migration. L'établissement de liens entre des phases distinctes du cycle de vie dans l'espace pourrait fournir des informations précieuses pour l'évaluation et le suivi des profils source-puits dans l'ensemble du paysage de planification.

Lorsque nous disposons d'informations sur la réaction physiologique précise de l'espèce à la température et à la salinité, et que l'échelle de variation spatiale des conditions ambiantes correspond à l'échelle d'intérêt pour les données relatives à la connectivité (c.-à-d. la taille et l'espacement des composants du réseau), l'analyse géochimique peut constituer un outil utile pour comprendre la biocomplexité spatiale (Stanley *et al*., 2016). Les signatures géochimiques, en particulier, peuvent constituer un remplacement efficace au marquage artificiel lorsque le marquage et la recapture physiques ne sont pas pratiques. Souvent, les variations à petite échelle qui se produisent dans les écosystèmes marins sont plus limitées que dans les systèmes d'eau douce et estuariens, où les conditions ambiantes sont déterminées par des intrants terrestres confinés.

L'analyse des isotopes stables à partir de tissus a été utilisée pour évaluer les réseaux trophiques marins en raison de la variation prévisible associée aux types de production primaire (p. ex. du phytoplancton aux herbiers marins). Comme dans le cas des analyses géochimiques

des otolithes, la variation spatiale des signatures isotopiques des réseaux alimentaires, inscrites dans les tissus des organismes consommateurs, peut fournir des signatures de l'utilisation et des déplacements spatiaux. Ces informations peuvent révéler des profils de connectivité à des échelles spatiales à la fois petites et grandes dans l'environnement marin. Par exemple, les gradients latitudinaux liés au fractionnement des isotopes du carbone pendant la photosynthèse ont été utilisés pour évaluer l'origine latitudinale d'organismes consommateurs marins mobiles, notamment des requins (Bird *et al*., 2018) et des baleines (Silva *et al*., 2019). Des variations spatiales à petite échelle de la composition du régime alimentaire entre les marais salés d'un même estuaire ont été utilisées pour démontrer la grande fidélité au site des espèces de poissons des marais salés (Green *et al*., 2012). En utilisant des isotopes stables du soufre, Hesslein *et al.* (1991) ont démontré le comportement migratoire des populations de corégones dans le bassin du fleuve Mackenzie en se fondant sur la croissance des tissus associée à une composition alimentaire non locale.

L'application d'isotopes stables pour expliquer les profils des déplacements et des habitats des espèces repose sur la capacité de la composition isotopique stable de l'organisme à refléter la composition des proies, qui varie dans l'espace, et sur la possibilité de relier la composition isotopique des proies à des gradients spatiaux, océanographiques ou biogéochimiques prévisibles, pour produire des « isopaysages » uniques et distribués géographiquement. Des études de base évaluant ces isopaysages, en plus des informations sur les taux de renouvellement propres aux tissus et aux espèces (relation entre les rapports entre les éléments, le régime alimentaire et le temps), sont cruciales pour l'application de cette approche.

Pour la surveillance des réseaux d'AMP, l'application la plus pragmatique des analyses géochimiques des otolithes consisterait à fournir des informations de base concernant les déplacements ontogénétiques des organismes à travers un paysage marin conservé, en particulier lorsqu'il y a des déplacements spatiaux entre les phases du cycle de vie (p. ex. Beacham *et al*., 2000; Bradbury *et al*., 2008; Bradbury *et al*., 2011; Stanley *et al* ., 2016). Dans la plupart des cas, les analyses d'isotopes stables peuvent s'appliquer à l'évaluation de processus à plus grande échelle en documentant la transition entre les différents types d'habitats et les champs de proies connexes (isopaysages) et à la caractérisation générale des comportements migratoires à grande échelle. Ces outils pourraient nous permettre d'identifier les composants en interaction, et donc de déterminer le succès ou l'échec de chaque site et du réseau dans son ensemble. En ce sens, cette approche peut servir à déterminer l'efficacité du réseau actuel et à définir les modifications (spatiales) à apporter au réseau pour faire en sorte que la protection s'étende à tous les stades du cycle de vie.

La mise en œuvre efficace des méthodes de marquage géochimique pour mesurer la connectivité nécessite des recherches fondamentales considérables. Le plus souvent, les résultats sont de nature grossière, sauf dans des circonstances exceptionnelles lorsque les variations spatiales précises des conditions ambiantes sont connues et que les variations environnementales (c.-à-d. les effets de la température et de la salinité, les champs de proies) sont régulées par l'espace (Stanley *et al*., 2016). Les programmes d'échantillonnage des otolithes (c.-à-d. les otolithes de poissons de fond pour l'échantillonnage de la taille selon l'âge, recueillis au cours d'études plurispécifiques) pourraient constituer une source de données précieuse et une base de référence historique pour la surveillance du réseau. Les capacités et les protocoles des laboratoires actuels, tels que le Laboratoire de recherche sur les otolithes[8] pourraient être étendus ou dotés de ressources pour intégrer la surveillance des AMP et la recherche liée à la connectivité. L'analyse des isotopes stables est un domaine de recherche bien établi. L'échantillonnage de tissus ciblés sur des espèces précises (p. ex. les espèces

[8] Laboratoire de recherche sur les otolithe

pélagiques migratrices) pourrait être utilisé pour étudier la connectivité à l'aide d'isotopes stables, mais il pourrait être limité par la fréquence d'échantillonnage (la plupart des relevés effectués par des navires de recherche sont limités selon les saisons) et par les taux de renouvellement des tissus et des espèces qui y sont associés. L'intégration du marquage géochimique aux programmes génétiques actuels et en expansion (voir section 3.2.1.1) pourrait être utilisée pour ajouter de la précision lorsque les données génétiques et géochimiques sont recueillies simultanément. Cette approche a été utilisée précédemment pour l'analyse de stocks mixtes (Smith et Campana, 2010) et l'affectation de populations à échelle fine (Barnett-Johnson *et al*., 2010).

4.2.2. Méthodes indirectes

4.2.2.1. Modélisation biophysique

Comme la dispersion de nombreuses espèces marines se fait pendant une phase planctonique (c.-à-d. en dérivant dans les courants océaniques), la circulation océanique a en général une grande incidence sur la connectivité de leurs populations (Pineda *et al*., 2007; Cowen et Sponaugle, 2009). Le cycle de vie des espèces pour lesquelles cela est pertinent est caractérisé par une phase adulte qui est immobile (p. ex. les balanes) ou qui présente une mobilité limitée (p. ex. les escargots) et une phase planctonique en dérive dans les courants océaniques. Les modèles physiques de la circulation océanique peuvent être utilisés pour estimer les trajectoires de milliers ou de milliards de « particules » représentant la phase de dispersion (c.-à-d. les larves). Toutefois, les modèles physiques sans composants biologiques ajoutés ne permettent de prévoir que la dispersion des particules passives (p. ex. les polluants) et offrent donc une précision limitée pour de nombreuses espèces (Metaxas et Saunders, 2009). Bien entendu, ces modèles physiques sont utiles pour d'autres applications (p. ex. le suivi des contaminants, le cycle biogéochimique), et la modélisation biophysique de la dispersion des larves n'est que l'un des nombreux produits à valeur ajoutée.

Ces trajectoires modélisées de particules passives constitueraient une approximation raisonnable de la dispersion larvaire si les larves étaient principalement passives (c.-à-d. un comportement dirigé limité). Cependant, on sait que les larves nagent ou modifient autrement leur répartition verticale en réaction à un certain nombre de stimuli (Cronin et Forward, 1979; Daigle et Metaxas, 2011; Lloyd *et al*., 2012; Stanley *et al*., 2013). Les comportements des larves qui affectent la répartition verticale peuvent avoir une incidence sur la répartition horizontale et les profils de dispersion qui en résultent car, dans de nombreux cas, le courant varie en fonction de la profondeur et de la circulation (p. ex. le cisaillement). La traduction de ces comportements en modèles de suivi des particules peut donc créer une trajectoire de dispersion qui se rapproche davantage de la dispersion des larves. De même, de nombreuses larves périront au cours de la phase planctonique, mais ce paramètre de mortalité est rarement connu. La durée de la phase planctonique des larves, c.-à-d. le temps qui s'écoule entre la libération des larves et leur implantation, est en corrélation avec la distance de dispersion, mais d'autres composants biologiques mentionnés ci-dessus interagissent pour créer de nombreuses exceptions (Shanks, 2009). Comme pour la plupart des modèles, la validité des modèles biophysiques de dispersion des larves dépendra de leur capacité à résoudre les processus physiques (p. ex. les côtes, les courants) et biologiques (p. ex. le comportement, la croissance et la mortalité) (Metaxas et Saunders, 2009).

Comme le comportement, la durée de la phase larvaire planctonique et la mortalité des larves sont des caractéristiques propres à l'espèce, le nombre de modèles biophysiques possibles pourrait être considéré comme infini. Il est possible de se concentrer sur un ensemble gérable d'espèces clés (Magris *et al*., 2016) ou de traits fonctionnels (Daigle *et al*., 2016). Toutefois, comme la dispersion est souvent davantage tributaire de processus physiques (Daigle *et al*.,

2016), l'utilisation d'un suivi passif des particules, principalement axé sur la physique et sans comportement ni mortalité, peut être un moyen utile de quantifier la connectivité à l'échelle de plusieurs espèces ou du réseau d'AMP.

En ce qui concerne la surveillance des réseaux d'AMP, la modélisation biophysique est particulièrement utile pour l'expérimentation, les prévisions ou les évaluations environnementales. Les modèles de circulation océanique physique utilisés pour le suivi des particules peuvent simuler divers scénarios de changement climatique ou d'autres scénarios anthropiques (p. ex. la construction d'une nouvelle chaussée ou d'un nouveau port). L'évaluation de la connectivité entre les composants du réseau à l'aide de ce cadre de modélisation peut être utilisée pour la conception initiale (p. ex. Magris *et al*., 2016), mais elle peut aussi être répétée périodiquement pour évaluer si les conditions environnementales changeantes qui, à leur tour, influent sur la dispersion (p. ex. la circulation et la variation de la température) ont eu une incidence sur la connectivité à l'échelle du réseau. Associés à des modèles climatiques et biologiques (p. ex. mortalité ou croissance en fonction de la température), ces modèles de simulation de la dispersion peuvent fournir de puissantes indications sur la manière dont la connectivité pourrait changer et sur la façon de tenir compte de ce changement et de le surveiller à l'avenir. Il est important de noter qu'au lieu de mesures empiriques complètes de la connectivité (p. ex. génétique des paysages marins et programmes de marquage), ces modèles peuvent constituer un outil rentable et puissant pour comprendre et surveiller la connectivité dans la région de planification. Toutefois, dans la mesure du possible, les modèles biophysiques devraient être accompagnés d'une validation empirique. La comparaison de la connectivité à l'aide de modèles biophysiques et de la génétique des populations (relation estimée) est une approche courante pour « valider » les modèles biophysiques. Dans les cas où les paramètres biologiques (p. ex. le moment, le comportement, la durée) sont bien résolus, les modèles biophysiques montrent généralement une concordance avec les estimations génétiques de la connectivité. Ainsi, les modèles biophysiques élaborés pour les concombres de mer de la côte du Pacifique (Xuereb *et al*., 2018) et le homard dans l'Atlantique (Benestan *et al*., 2016) ont montré une forte concordance avec des analyses de similarité génétique. Même à de grandes échelles spatiales (p. ex. Truelove *et al*., 2017), des modèles biophysiques bien paramétrés ont fourni des inférences utiles pour la dispersion et la connectivité.

4.2.2.2. Écologie du paysage

La relation entre les espèces (démographie et diversité) et la zone, qui est bien établie dans la théorie écologique, veut qu'une zone plus étendue mène généralement à un nombre accru d'individus, de ressources et de variations, ce qui à son tour mène à plus de possibilités de spécialisation de niche (MacArthur et Wilson, 2001). C'est grâce à cette spécialisation que les individus à leurs différents stades de vie, les espèces et les populations occupent un habitat dans l'espace et le temps. Lors de leurs déplacements et de leur dispersion, les organismes marins utilisent des ressources, et l'association des espèces à leur habitat est donc inextricablement liée à la connectivité (Crooks et Sanjayan, 2006; Hodgson *et al*., 2009).

La facilitation de la connectivité par la conservation des habitats (appelée à juste titre « connectivité de conservation ») est un élément essentiel de la planification traditionnelle de la conservation. Dans les milieux terrestres, la connectivité de conservation repose généralement sur la conservation des parcelles d'habitat et des corridors d'habitat qui les relient (Doerr *et al* ., 2011; Dickson *et al*., 2019). Ce processus est résumé dans une variété de nomenclatures, notamment « Habitat », « Paysage » et « Connectivité structurelle », qui font tous référence aux attributs physiques du paysage terrestre ou marin dans lequel un individu se déplace, et qui sont donc une composante intrinsèque des préférences en matière d'habitat des individus à leurs différents stades de vie, des espèces ou des populations. La connectivité structurelle se

distingue donc de la « connectivité fonctionnelle », laquelle décrit le degré de circulation de l'énergie (c.-à-d. des ressources alimentaires), des individus (immigration/émigration) ou du matériel génétique (flux de gènes) dans le paysage physique. Dans ce document de travail, nous avons examiné plusieurs méthodes d'évaluation de la connectivité fonctionnelle, notamment le marquage artificiel et naturel (p. ex. observation visuelle ou approches géochimiques) et la génétique des populations en plus d'une approche de modélisation biophysique qui tente de simuler la connectivité fonctionnelle à l'aide de divers éléments biophysiques du domaine d'intérêt. La connectivité du paysage est généralement quantifiée à l'aide d'éléments structurels spatiaux qui décrivent la disposition spatiale et la qualité des types d'habitats dans un paysage marin conservé (c.-à-d. connectivité physique, taille, qualité, agrégation, centralité). Comme ces mesures sont axées sur l'habitat, on suppose qu'elles permettent de faire des inférences sur la connectivité entre plusieurs espèces dans le cadre des processus de conception et de surveillance (Calabrese et Fagan, 2004; Doerr *et al*., 2011).

La théorie de la connectivité du paysage est quelque peu ancrée dans la conception et la surveillance des systèmes terrestres, l'application de cette théorie au milieu marin étant généralement limitée à la recherche axée sur les éléments de dispersion et de connectivité fonctionnelle. Les applications de la connectivité fondée sur le paysage que l'on utilise pour la conception et la surveillance des AMP ont une certaine histoire à des échelles spatiales fines au sein d'écosystèmes hautement structurés (Dorenbosch *et al*., 2007). Par exemple, il a été démontré que des populations de poissons réagissent fortement à la structure (c.-à-d. taille et espacement) et à la connectivité (liée à l'adéquation des zones situées entre les parcelles pour faciliter la dispersion) des parcelles d'habitat telles que les récifs coralliens (Olds *et al*., 2012), les mangroves (Pittman *et al*., 2007) et les herbiers marins (Nagelkerken *et al*., 2008; Staveley *et al*., 2017). Il a également été démontré que la configuration des parcelles d'habitat a une forte incidence sur le comportement et la survie des morues franches juvéniles à Terre-Neuve, l'habitat entre les parcelles ayant une connectivité fortement régulée (Ryan *et al*., 2012).

L'application de paramètres de connectivité fondés sur le paysage à des échelles adaptées aux réseaux (de centaines à des milliers de km) est une composante essentielle des processus de conception et de surveillance dans les analogues terrestres, mais elle est peu courante dans les systèmes marins (p. ex. Riggio et Caro, 2017). Cette rupture pourrait être liée à l'aspect tridimensionnel de l'habitat marin, où les conditions de l'habitat peuvent changer entre les systèmes pélagiques et benthiques et selon les gradients de profondeur; ainsi, c'est le déplacement, plutôt que les éléments structurels du déplacement (c.-à-d. les conditions de déplacement de l'habitat), qui est visé. Lorsque des mesures connectives fondées sur le paysage sont prises, elles sont en général axées sur la configuration spatiale (c.-à-d. Betweenness Centrality; Magris *et al*., 2016; Daigle *et al*., 2018; Friesen *et al*., 2019) ou la résistance. Dans les études fondées sur la résistance, la connectivité entre les composantes du réseau d'AMP est évaluée comme un score cumulé de la trajectoire de dispersion, où, par exemple, la résistance est l'inverse de l'adéquation de l'habitat (Dickson *et al*., 2019). Par opposition à la simple distance géographique euclidienne entre les sites, la résistance des habitats peut constituer une approche plus réaliste de la modélisation de la connectivité en révélant une résistance plus faible entre les parcelles dans des corridors d'habitats appropriés.

En disposant de divers outils (p. ex., modèles prédictifs) et données (p. ex., caractéristiques prédictives des paysages marins) pour évaluer la répartition et l'adéquation de l'habitat des espèces marines (p. ex. Kenchington *et al*., 2019), il devrait être possible d'appliquer la connectivité des paysages comme caractéristique dans les processus de conception et de surveillance. Cependant, les approches reposant sur la résistance ont rarement été mises en œuvre dans le domaine marin, peut-être parce que pour de nombreuses espèces, le principal mode de dispersion se produit pendant les phases larvaires pélagiques, ce qui est plus difficile

pour modéliser avec précision la résistance structurelle. La connectivité durant ce stade du cycle biologique est régulée par divers éléments biologiques et physiques qui varient dans le temps, l'espace et même la profondeur (Metaxas et Saunders, 2009; Daigle *et al*., 2015). Pour le méroplancton marin (espèces benthiques avec des stades pélagiques de dispersion des larves), l'intégration des courants océaniques avec l'adéquation de l'habitat des adultes reste la seule façon d'étudier les modèles de résistance dans les zones de conservation. De même, certaines études ont révélé que la structure des populations dans l'environnement marin est plus étroitement liée aux courants océaniques qu'à la distance géographique (Dambach *et al*., 2016; Xuereb *et al*., 2018), ce qui laisse penser que les relations d'isolement par la distance seulement pourraient ne pas convenir pour les environnements fluides complexes.

La connectivité structurelle offre certains avantages lorsqu'on applique la connectivité aux processus de conception et de surveillance des réseaux d'AMP. La connectivité fonctionnelle est remise en question par l'incertitude implicite de son calcul (p. ex. les attributs biologiques de la dispersion – section 4.2.2.1), notamment parce qu'elle intègre un potentiel de déplacement à la dynamique de chaque cycle biologique, espèce et population (Doerr *et al*., 2011). Malgré l'existence d'une littérature abondante qui soutient que la connectivité est un élément central du processus de planification de la conservation pour protéger la productivité et la résilience d'un réseau de zones protégées, il reste peu d'exemples tangibles de son application dans la conception et, en fin de compte, dans la surveillance des réseaux de ZMP (Balbar et Metaxas, 2019). Cela pourrait s'expliquer en partie par le fait que la PSC considère l'optimisation des caractéristiques de conservation dans un contexte spatial, ce qui permet en général d'abstraire les mesures directes de la connectivité fonctionnelle de la planification traditionnelle de la conservation (mais voir section 3.2.3 et Daigle *et al*., 2018) - la connectivité et la représentativité se mesurent avec des unités différentes. La mesure de la connectivité structurelle avec des configurations de réseau actuelles ou proposées offre un mécanisme permettant de mesurer la connectivité dans l'espace (c.-à-d. les approches basées sur la résistance décrites précédemment), ce qui permet de l'intégrer dans les paradigmes traditionnels d'optimisation spatiale de la conservation (p. ex. Marxan). Dans un contexte de surveillance, une réduction de la connectivité structurelle (p. ex. par la perte d'habitat de liaison approprié) entre les aires protégées indiquerait que les connexions biologiques entre les aires, et donc la viabilité et la résilience du réseau dans son ensemble, peuvent avoir été réduites. Lorsqu'elle est représentée dans l'espace, la connectivité structurelle peut fournir des informations aux gestionnaires quant aux zones à prioriser pour le développement du réseau ainsi que pour évaluer la réactivité réelle ou potentielle de la connectivité aux conditions environnementales changeantes associées au changement climatique (Section 5.2, Stanley *et al* ., 2018).

Une étude en cours de Wilcox *et al.* (en prép. [9]) a pour but de simuler la connectivité des paysages en utilisant la théorie des circuits (Shah et McRae, 2008) et la résistance fondée sur le flux génétique, l'adéquation de l'habitat (adultes) et la circulation (larves) (p. ex.). Ces cartes montreront les points névralgiques en ce qui concerne la dispersion et la connectivité qui sont fondés sur les courants océaniques et l'habitat adéquat pour les adultes (l'inverse étant utilisé comme résistance) ainsi que tout obstacle géographique au flux des gènes. Les informations produites au moyen de cette approche peuvent servir de fondement pour évaluer la connectivité spatiale et surveiller les changements au moment de leur réévaluation périodique.

[9] Wilcox, M., Stanley, R.R.E., Jeffery, N.W., DiBacco, C., Beiko, R., and Bradbury, I.R. En prép. Development of spatial connectivity network models in support of spatial conservation planning.

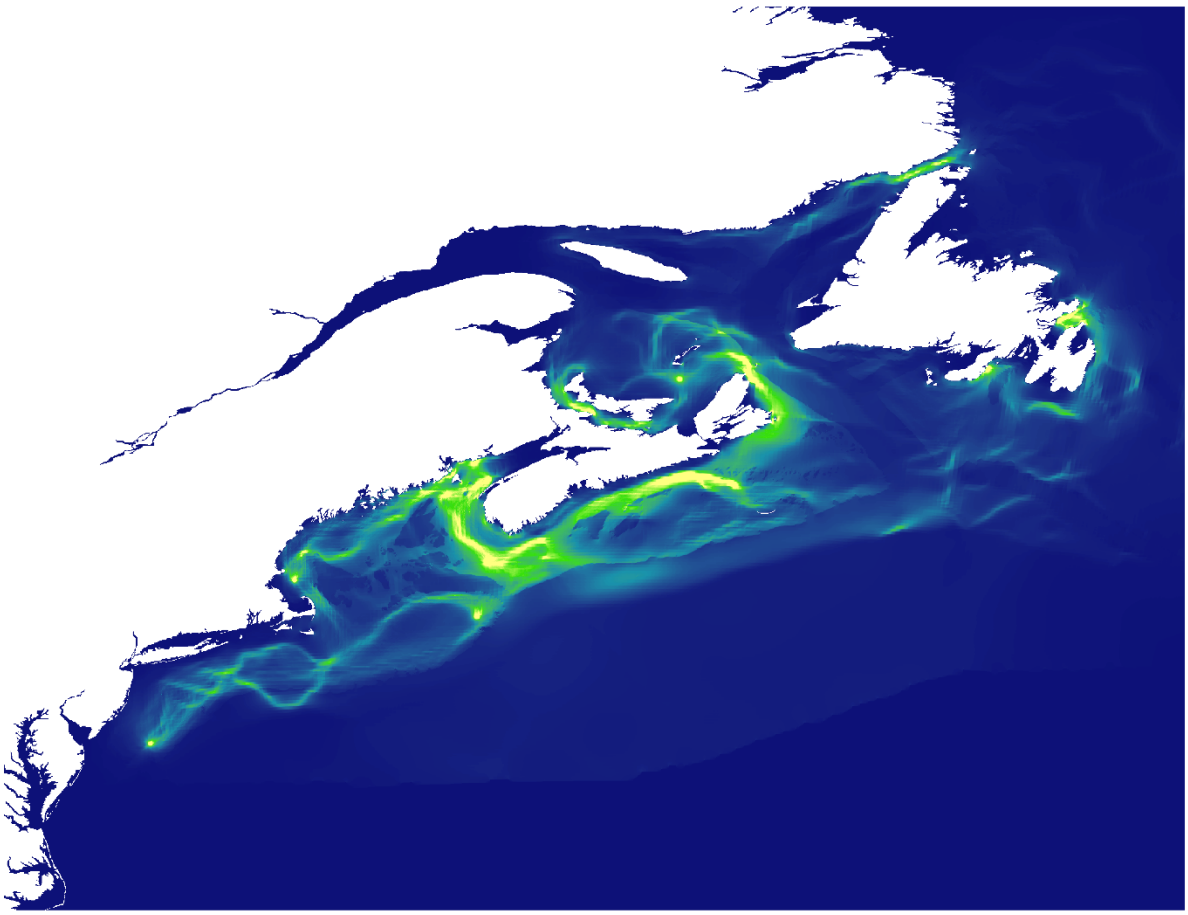

Figure 4. Paysage marin de résistance pour le pétoncle géant d'après l'adéquation de l'habitat des adultes. Les zones en jaune et vert vifs montrent des corridors potentiels de faible résistance de l'habitat. Ces zones, en particulier si elles correspondent à une plus grande variété d'espèces, peuvent mettre en évidence des secteurs représentatifs d'une connectivité potentiellement élevée qui peuvent être utilisés dans la conception de réseaux d'AMP et pour la surveillance continue.

Pour certains, l'incertitude liée à la mesure de la connectivité fonctionnelle fait en sorte qu'elle ne constitue pas un repère tangible ou pratique pour la conservation et la surveillance (p. ex., Hodgson *et al*., 2009; Costello et Connor, 2019), mais qu'elle préconise plutôt le maintien de la représentation des habitats et l'augmentation de l'étendue spatiale des aires protégées. Cabral *et al.* (2016), par exemple, ont estimé que la qualité et la couverture de l'habitat étaient des critères plus utiles pour la conception des réseaux que la désignation des AMP en fonction des sources, des puits ou d'autres mesures de centralité. Ce point de vue part du principe que la conservation de la connectivité peut simplement être réalisée en agrandissant l'habitat (Hodgson *et al*., 2009) grâce à la couverture des aires protégées ou à l'amélioration des habitats. Toutefois, cette vision ne tient pas compte du fait que le principal objectif de la conservation de la connectivité dans un paysage de planification est d'assurer la viabilité des métapopulations protégées à différentes échelles spatiales (Worboys, 2010). Cet objectif nécessite que le réseau des aires protégées maintienne et améliore les connexions entre les habitats (Doerr *et al*., 2011) de sorte que l'évaluation de la connectivité structurelle ou paysagère soit un élément de la surveillance des AMP et de la conservation globale de la

connectivité (Pittman *et al*., 2007). La protection des zones d'habitat et de leur qualité ne peut à elle seule garantir la persistance des métapopulations.

La mesure la plus pragmatique que l'on pourrait dériver de la connectivité fondée sur le paysage pour la planification des réseaux d'AMP serait une somme des résistances (p. ex. Wilcox *et al*., en prép.[9]) parmi les composantes des AMP et les objectifs de conservation (le cas échéant). Dans ce cas, les écarts par rapport aux valeurs de référence peuvent indiquer une amélioration ou une diminution de la connectivité au sein du réseau. La résistance s'étendrait à l'ensemble du paysage de planification, ce qui permettrait d'intégrer des caractéristiques spatiales tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du réseau protégé. Les modifications apportées à la configuration du réseau pourraient servir à déterminer comment la connectivité peut être améliorée en ajoutant ou en déplaçant des éléments du réseau (sensu D'Aloia *et al*., 2019; Tittensor *et al*., 2019). Cette approche pourrait également être utilisée pour identifier les types d'habitats ayant une forte « valeur connective » qui pourraient devoir faire l'objet d'une protection renforcée (p.ex. des composants de réseau nouveaux ou déplacés). Étant donné que le changement climatique devrait avoir de profondes répercussions sur l'environnement naturel, et plus particulièrement sur l'environnement marin (GIEC, 2007), il peut être essentiel de surveiller les changements de connectivité des paysages dans l'ensemble du réseau protégé afin d'intégrer les changements dans la répartition des habitats, des espèces et des priorités de conservation au sein d'une zone de planification régionale.

4.2.3. Connectivité et optimisation spatiale

La connectivité a surtout été considérée comme une réflexion d'après-coup dans la planification des réseaux d'AMP (Tableau 1, Balbar et Metaxas, 2019), bien qu'elle soit considérée comme vitale pour la persistance des espèces et la viabilité des populations. En outre, le changement climatique et les modifications de l'aire de répartition des espèces modifieront sans aucun doute la connectivité des écosystèmes (Mumby *et al*., 2011), ce qui pourrait compromettre les avantages pour le réseau (p. ex. résilience des populations, effets de l'intervention; section 5.2). Dans la surveillance des réseaux d'AMP, la connectivité est essentielle si l'on veut comprendre les effets interactifs au sein du réseau (c.-à-d., $\boldsymbol{O}_{\text{interaction réseau}} > 0$, voir l'équation 1).

Dans les régions où l'optimisation spatiale à l'aide de l'outil de planification spatiale Marxan a été utilisée, la méthode la plus courante pour inclure la « connectivité » dans le processus de conception a été l'utilisation du modificateur de longueur de limites (MLL) en combinaison avec les dépendances spatiales (c.-à-d. les définitions des limites) qui représentent la longueur de la limite partagée entre des unités de planification voisines. Le MLL est un paramètre d'échelle de l'outil Marxan qui modifie le « regroupement » des unités de planification sélectionnées (Ardron *et al*., 2010). L'augmentation du MLL réduit efficacement le rapport bordure-superficie des zones sélectionnées. On sait que la réduction de ce ratio est associée à une augmentation de la viabilité de la population dans les aires protégées (Woodroffe et Ginsberg, 1998). Si les schémas de connectivité sont connus, il est possible d'utiliser la force de connectivité comme dépendance spatiale, puisque la connectivité est, par définition, un meilleur indicateur des déplacements que la longueur des limites (p. ex. Beger *et al*., 2010). Dans ces cas, le paramètre d'échelle est connu sous le nom de modificateur de la force de connectivité (MFC), et l'augmentation du MFC créera un réseau mieux connecté et réduira le volume de l'émigration (c.-à-d. le débordement). Cet exercice peut être effectué manuellement à l'aide de l'outil Marxan ou exécuté directement avec Marxan Connect (Daigle *et al*., 2018).

Bien entendu, la réduction des débordements n'est pas le seul objectif à envisager pour la connectivité et n'est pas toujours souhaitable. La connectivité peut également être intégrée dans le processus de Marxan par les caractéristiques de conservation (White *et al*., 2014; D'Aloia *et al*., 2017a; Krueck *et al*., 2017; Daigle *et al*., 2018). Ces caractéristiques de

conservation fondées sur la connectivité reposent souvent sur la théorie des graphes et peuvent être utilisées pour atteindre une grande variété d'objectifs. Certaines de ces caractéristiques de conservation sont propres à un système, par exemple, Krueck *et al*. (2017) utilisent les propriétés de dispersion des larves pour repérer les zones prioritaires qui favoriseront à la fois la conservation et la pêche. D'autres caractéristiques de conservation sont applicables à la plupart des systèmes, comme le « degré », qui indique le nombre de connexions entrant dans chaque unité de planification. On constate généralement que les zones à forte concentration de larves présentent une diversité génétique, une diversité des espèces et une résilience des populations plus élevées (Hanski, 1982; Almany *et al*., 2009; Munguía-Vega *et al*., 2015). Par ailleurs, l'utilisation de PageRank, une mesure de la théorie des graphes qui correspond à l'importance d'une unité de planification pour le réseau, a été associée à la durée de vie moyenne la plus élevée des métapopulations (Kininmonth *et al* ., 2019)[10.]

Cet éventail d'approches et d'objectifs connexes démontre qu'il est nécessaire de procéder à des évaluations post-hoc de l'efficacité de toutes les méthodes pertinentes. Une telle évaluation peut prendre la forme de modèles de la viabilité de la population ou de mesures de la métapopulation (Daigle *et al* ., 2017; Kininmonth *et al*., 2019). En l'absence de taux de croissance, de fécondité et d'autres paramètres du cycle biologique propres à l'espèce, il est également possible de définir des seuils pour les indicateurs liés à la connectivité (p. ex. ProtCon; Saura *et al*., 2017). Il est important que les méthodes d'évaluation choisies reflètent les objectifs du réseau. Un logiciel comme Marxan Connect pourrait être utilisé pour évaluer la performance du réseau en l'alimentant d'informations nouvelles ou révisées sur la connectivité, en plus d'autres données de base (c.-à-d. des informations sur la répartition des espèces) afin d'évaluer les configurations du réseau par rapport à une valeur de référence optimisée (révisée). Ces évaluations doivent être évaluées de manière itérative si l'on veut s'assurer que le réseau d'AMP demeure connecté de manière adéquate.

4.2.4. Règles empiriques

La connectivité est devenue un thème de recherche majeur dans la planification de la conservation marine (p. ex. Botsford *et al*., 2009; Balbar et Metaxas 2019). Bien que l'inventaire des outils disponibles pour évaluer la connectivité soit diversifié et en pleine expansion (voir ci-dessus), des investissements importants en termes de temps, d'efforts et de ressources seraient encore nécessaires pour que l'on puisse constituer une base de référence complète de mesures de la connectivité vérifiées sur le terrain et représentatives sur le plan spatial et taxonomique au sein d'un réseau d'AMP. Même pour les réseaux d'AMP arrivés à maturité (p. ex. au Royaume-Uni, en Californie et sur la Grande barrière de corail), les recherches sur la connectivité entre les composants du réseau se poursuivent. Au Canada, les informations sur la dispersion, les déplacements et la connectivité disponibles dans les régions de planification (Figure 1) sont souvent axées sur les espèces d'importance commerciale, récréative, culturelle ou de conservation (Burt *et al*., 2014) et sont potentiellement limitées par rapport aux zones de planification établies (c.-à-d. le réseau d'AMP de la Grande barrière de corail - Balbar et Metaxas, 2019). Cette gamme limitée d'informations disponibles sur la connectivité contraste avec le but général du réseau canadien d'AMP, qui est de sauvegarder un éventail beaucoup plus étendu de taxons, notamment des oiseaux de mer, des mammifères marins et des espèces végétales et algales dans trois océans. Compte tenu notamment de l'hétérogénéité de l'échelle de dispersion prévue pour les espèces marines, un investissement monumental en

[10] Pour plus d'informations sur ces caractéristiques de conservation et autres, voir le site Web de Marxan Connect Daigle, RM, Metaxas, A., Balbar, A., McGowan, J., Treml, EA, Kuempel, CD, Possingham, HP et Beger, M. 2018. Operationalizing ecological connectivity in spatial conservation planning with Marxan Connect. bioRxiv. doi:10.1101/315424.

matière de temps et de ressources serait nécessaire pour saisir la complexité et la diversité des informations permettant de caractériser la connectivité dans la conception et la surveillance des réseaux d'AMP et de la rendre opérationnelle (Kinlan et Gaines, 2003). Même si des données à haute résolution et vérifiées sur le terrain concernant la connectivité au sein d'une région de planification étaient disponibles, il est très peu probable qu'un ensemble de principes de conception réponde aux besoins de toutes les espèces et de toutes les régions au sein du réseau (Fernandes *et al*., 2012). Inversement, les réseaux ciblés développés avec des données sur la connectivité spatialement explicites surpassent les réseaux développés en fonction de « règles empiriques » en termes de résultats écologiques et économiques pour les espèces ciblées (Rassweiler *et al*., 2014; Daigle *et al*., 2017).

La généralisation de la connectivité entre les groupes fonctionnels d'espèces (p. ex. les espèces côtières et hauturières, les poissons et les invertébrés, les reproducteurs de printemps et d'automne, les durées de phase larvaire pélagique courtes et longues) en fonction de l'information disponible est une approche pratique qui a été appliquée dans la conception des réseaux d'AMP (p. ex. MPO, 2019). Ainsi, des méta-analyses aux échelles observées ou prévues des déplacements des adultes et de la dispersion des larves ont été réalisées pour des espèces prioritaires au sein de réseaux au Royaume-Uni (Roberts *et al*., 2010), en Californie (Shanks *et al*., 2003; California Department of Fish and Game [CDFG] 2008) et dans les eaux canadiennes du Pacifique (Burt *et al*., 2014). Ces analyses fournissent des avis spécifiques sur la conception de la connectivité en ce qui concerne la taille et l'espacement des AMP, qui sont généralisés dans la région de planification et entre les espèces. Bien que les attributs taxonomiques, biophysiques et océanographiques varient considérablement entre ces régions à l'étude, les avis sur la taille et l'espacement sont remarquablement homogènes, avec une taille cible d'AMP de 10 à 100 km^2 dans les zones littorales qui augmente avec la profondeur, et des distances à l'intérieur de l'AMP ne dépassant pas 100 km environ. Cette constance donne à penser qu'il est possible d'élaborer des repères de connectivité généralisés pour évaluer la connectivité des réseaux au fil du temps. Par exemple, « ProtConn » (Saura *et al* ., 2017) est une mesure qui quantifie le pourcentage d'une région de planification couverte par des zones protégées connectées. Cette mesure peut être calculée pour des types d'habitats particuliers ou généralisée pour toutes les aires protégées, et elle peut tenir compte des données dérivées de la disposition spatiale des aires protégées combinées avec des règles empiriques (p. ex. des distances de dispersion de 1, 10, 30 et 100 km) ou des données de connectivité spatialement explicites (p. ex., génétique des populations ou télémétrie animale - section 4.2.1).

Compte tenu de l'orientation générale du réseau canadien d'AMP en matière de biodiversité, les « règles empiriques » présentent l'avantage d'intégrer des observations ou des prévisions empiriques (notamment au moyen de modèles biophysiques) dans des paramètres de conception généralisés qui peuvent être mis à jour, étalonnés et surveillés dans le temps. Par exemple, les mises à jour périodiques de l'inventaire des plages de dispersion estimées (entre autres grâce à de nouvelles données empiriques génétiques ou de marquage ou à l'amélioration des prévisions des modèles biophysiques) pourraient être utilisées pour réévaluer la taille des repères et les directives d'espacement ainsi que l'efficacité des conceptions de réseaux actuelles ou proposées. Les réévaluations seront particulièrement importantes à mesure que les priorités de conservation des réseaux d'AMP évoluent dans le temps et que les processus biologiques réagissent au changement climatique (voir section 5).

L'application efficace des « règles empiriques » pour la conception et la surveillance des réseaux d'AMP nécessitera certaines mesures directes ou indirectes des déplacements et de la dispersion dans la région de planification. La généralisation des échelles de déplacement à partir de différents systèmes océaniques ou entre différentes latitudes peut conduire à des considérations spatiales inappropriées, d'autant plus que les échelles des déplacements et, en

particulier, de la dispersion devraient augmenter avec la latitude (Laurel et Bradbury, 2006). Même au sein des régions de planification, la variation spatiale de la connectivité (p. ex. les obstacles à la dispersion ou les gradients de température - Stanley *et al*., 2018) peut avoir une incidence sur l'utilité des cibles généralisées. Ces contraintes sont à prendre en considération au moment de l'élaboration et de l'application de « règles empiriques » pour la surveillance des réseaux d'AMP et de l'établissement de la nécessité de procéder à des évaluations de la connectivité vérifiées sur le terrain dans la région de planification. Lorsqu'elles sont entrelacées avec des attributs de conception ciblés requis pour des espèces, des populations ou des régions spécifiques (voir l'exemple de cadre de priorisation - Smith et Metaxas, 2018), les « règles empiriques » représentent une approche éclairée permettant d'établir les processus d'évaluation et de surveillance à l'échelle des réseaux d'AMP. Ces principes de conception généralisés sont particulièrement pertinents pour l'objectif général relatif à la biodiversité du réseau canadien d'AMP, car ils ne sont pas nécessairement limités par des données portant sur un sous-ensemble d'espèces, de populations ou de régions.

4.3. RÉSUMÉ DE LA CONNECTIVITÉ

Diverses approches peuvent être utilisées pour intégrer ou évaluer la connectivité dans la conception des réseaux d'AMP. L'approche par laquelle les connexions écologiques sont intégrées dans la conception du réseau variera en fonction des informations et des ressources disponibles, allant des « règles empiriques » en général relativement peu coûteuses aux observations directes de la connectivité (p. ex. génétique des populations, étiquettes) dont la réalisation exige beaucoup plus de ressources et d'efforts. L'évaluation de la connectivité dans la conception du réseau peut être utilisée pour comparer de façon itérative différentes configurations de conception et identifier les lacunes en matière de connectivité. À mesure que de nouvelles informations sont disponibles, les évaluations de la connectivité peuvent être révisées (Figure 3). La décision de savoir si le niveau approprié de connectivité est atteint au sein d'un réseau biorégional sera en fin de compte fonction des priorités de conservation et de la dépendance de leur persistance aux liens spatiaux de la région de planification (p. ex. Smith et Metaxas, 2018). Le développement de points de référence concernant la connectivité pour la conception de réseaux d'AMP biorégionaux doit être proportionnel aux outils, aux données et aux ressources disponibles, et ce, jusqu'à ce que l'on dispose d'informations supplémentaires sur la faisabilité et les limites de chaque approche de mesure.

5. SURVEILLANCE DES RÉSEAUX D'AMP, CHANGEMENT CLIMATIQUE ET GESTION ADAPTATIVE

Le changement climatique et la perte de biodiversité représentent deux enjeux mondiaux d'importance en ce qui concerne la durabilité (GIEC, 2018). Ces deux menaces sont également inextricablement liées dans la mesure où le changement climatique est à la fois un moteur et une menace dynamique pour la biodiversité (Pressey *et al*., 2007; García Molinos *et al*., 2015), laquelle peut elle-même atténuer l'impact ou l'ampleur du changement climatique (McLeod *et al*., 2009; Côté et Darling, 2010). L'incidence qu'ont les changements océaniques en réaction au changement climatique aura des effets multiples sur les écosystèmes (Harley *et al*., 2006; Pörtner *et al*., 2014). Par exemple, la répartition spatiale de certaines espèces peut se déplacer en raison de la hausse des températures ou du niveau de la mer, ce qui entraînera le déplacement de certaines espèces au-delà des AMP conçues pour les protéger (Maxwell *et al*., 2013). En outre, les modifications des niveaux trophiques (Cheung *et al*., 2013) ou l'augmentation de la vulnérabilité des espèces à l'acidité ou aux événements hypoxiques (Strong *et al*., 2014) peuvent avoir des répercussions sur les interactions entre les espèces et la structure des communautés au sein des AMP.

Des réseaux d'AMP bien conçus et connectés peuvent accroître la résilience des systèmes biologiques exposés au changement climatique (McLeod *et al*., 2009). Ces AMP sont l'un des rares outils disponibles pour faire face à des répercussions à aussi grande échelle (Gaines *et al*., 2010). Cependant, les réseaux d'AMP offrent peu de résistance directe au changement climatique, sauf par un placement stratégique dans des zones de faible changement prévu (c.-à-d. dans des refuges thermiques; Magris *et al*., 2014). Par ailleurs, les zones protégées statiques peuvent être insuffisantes pour atténuer les effets du changement climatique dans un environnement en évolution rapide, c'est pourquoi il devient de plus en plus important d'intégrer les menaces spatialement dynamiques dans la planification de la conservation (Araujo *et al*., 2011). Il existe un intérêt croissant pour la gestion dynamique par zone[11] comme outil d'adaptation dans le milieu marin pour atténuer les effets qu'a le changement climatique sur la biodiversité (p. ex., Game *et al*., 2008; Lewison *et al* ., 2015). D'Aloia *et al.* (2019) ont proposé des réseaux couplés d'aires de conservation permanentes et dynamiques pour améliorer la capacité d'adaptation des réseaux de réserves. Au Canada, où les réseaux d'AMP peuvent profiter de divers outils de gestion spatiale fédéraux, provinciaux et autochtones, le couplage d'AMP permanentes (p. ex., les ZPM désignées en vertu de la *Loi sur les océans*) avec des outils spatiaux plus souples et moins permanents (p. ex., les fermetures en vertu de la *Loi sur les pêches*) peut permettre d'établir des réseaux dynamiques-permanents intégrés qui peuvent s'adapter plus facilement à des océans en évolution. Bien que les réactions des espèces au changement climatique restent difficiles à prévoir, les données de surveillance peuvent être utilisées pour mieux comprendre les mouvements des espèces, en particulier lorsqu'elles sont associées à des données historiques sur la répartition des espèces (p. ex. Perry *et al* ., 2005). L'évaluation continue du réseau d'AMP en ce qui concerne les éléments clés de la conception (c.-à-d. la représentation, la réplication et la connectivité) fournira le précieux retour d'information dont on a besoin pour comprendre les changements spatio-temporels relatifs aux priorités de conservation au sein de l'empreinte du réseau. Dans le cadre décisionnel fourni par D'Aloia *et al.* (2019), les données de surveillance alimenteraient la gestion adaptative et augmenteraient la robustesse de la conception du réseau.

5.1. CHANGEMENT CLIMATIQUE, REPRÉSENTATION ET RÉPLICATION

La réplication et la représentation sont reconnues dans les réseaux d'AMP comme des mesures de la résilience et de la capacité d'adaptation face à des conditions incertaines ou à des effets humains, naturels ou climatiques (MPO 2013b; Stratégie Canada – Colombie-Britannique pour le réseau d'aires marines protégées, 2014). Les modifications des conditions océaniques découlant du changement climatique peuvent avoir des répercussions importantes sur la répartition des espèces, la qualité de l'habitat et la dynamique des communautés (Kroeker *et al* ., 2013; Maxwell *et al*., 2013). La redistribution de la biodiversité en réaction au changement climatique peut donc entraîner une réduction de la représentation et de la réplication des priorités de conservation dans les limites statiques des réseaux d'AMP.

Plusieurs outils de mesure et de suivi de la représentation et de la réplication au sein des réseaux d'AMP sont disponibles (examinés dans ce document) et peuvent intégrer des projections relatives au changement climatique ainsi que les conséquences connexes afin de mieux rendre compte des effets du changement climatique sur les objectifs de conservation. Les approches et techniques de détection des changements dans la représentation et la réplication des priorités de conservation au sein des réseaux d'AMP au fil du temps doivent tenir compte à la fois de la vulnérabilité des espèces ou des communautés au changement

[11] Les zones sont protégées temporairement contre les facteurs de stress anthropiques, puis libérées des mécanismes de protection officiels lorsqu'ils ne sont plus nécessaires.

climatique (p. ex. Stortini *et al*., 2015) et des conditions océaniques prévues pour que l'on puisse surveiller et évaluer efficacement les réseaux d'AMP (Rilov *et al*., 2019). La compréhension des différents degrés de vulnérabilité des priorités de conservation face au changement climatique peut aider à établir les indicateurs de surveillance et à déterminer les critères de décision sur lesquelles les mesures de gestion et d'intervention adaptatives s'appuieront (Whitney et Conger, 2019).

La contraction ou la perte d'habitats et d'aires de répartition appropriés au-delà des limites du réseau actuel aura un effet sur la représentation et la réplication des caractéristiques de conservation et limitera l'efficacité du réseau dans les conditions futures. Les activités de surveillance devraient contribuer à l'amélioration et à la mise à jour des ensembles de données spatiales afin que l'on puisse intégrer des indices de la qualité des habitats de manière à ce que des évaluations répétées de la représentation et de la réplication puissent avoir lieu (Young and Carr, 2015). Nous avons notamment besoin d'informations sur : l'utilisation de l'habitat, la taille des parcelles, la qualité des parcelles et les comparaisons intérieur-extérieur (comme indiqué dans les sections 2 et 3). Les analyses et les évaluations des classifications biophysiques effectuées par superposition de données SIG peuvent documenter la perte d'habitats, la réduction de la qualité des habitats, les changements de limites et les changements d'écosystèmes dans le contexte du changement climatique. Des approches de modélisation peuvent également être utilisées pour prévoir comment les conditions océaniques et climatiques projetées influeront sur la qualité des habitats et des aires de répartition des espèces et déterminer comment on prévoit qu'elles chevaucheront les limites des AMP actuelles au fil du temps (Gormley *et al*., 2013). Les modèles prédictifs doivent être validés par des activités de surveillance et d'échantillonnage permanentes afin que l'on puisse confirmer que des habitats et des distributions d'espèces représentatifs et appropriés sont maintenus et reproduits au sein du réseau (Fulton *et al*., 2015).

5.2. CHANGEMENT CLIMATIQUE ET CONNECTIVITÉ

Le changement climatique aura également une profonde incidence sur la connectivité en restructurant l'environnement physique dans lequel se produisent la dispersion et les déplacements. Ces changements peuvent se manifester de façons multiples et interreliées, notamment par la réduction du transport des larves (DPLP plus courtes; Lett *et al*., 2010), l'altération de la survie (durée plus courte et exposition à la prédication, réaction physiologique au changement de température; O'Connor *et al*., 2007), l'évolution de la phénologie (frai antérieur des adultes; Petitgas *et al*., 2013), la modification de la composition des proies (p. ex. déplacement des communautés de copépodes entraînant l'apparition de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent; Record *et al*., 2019), la modification de la répartition des espèces (apparition de nouvelles connexions ou perturbation des connexions actuelles; Stanley *et al*., 2018) et la perturbation du transport (changement des conditions hydrodynamiques modifiant les liens physiques entre les zones; Cetina-Heredia *et al*., 2015). De manière circulaire, les réponses des écosystèmes touchés dépendront également de la connectivité, laquelle influe sur la capacité des organismes, des populations et des écosystèmes à réagir et à s'adapter aux perturbations et aux changements (p. ex. via une « immigration » démographique ou évolutive; Xuereb et al. 2019).

Ces connexions posent un défi important pour la conception et la surveillance des réseaux d'AMP, en particulier pour le paradigme traditionnel des aires protégées statiques (D'Aloia *et al*., 2019; Tittensor *et al*., 2019). Bien que la connectivité et le changement climatique soient largement pris en considération dans la planification de la conservation marine, leur intégration a été largement conceptuelle (Balbar et Metaxas, 2019) et rarement intégrée (Magris *et al*., 2014). Alors que le changement climatique commence à modifier les écosystèmes marins de

manière fondamentale et directionnelle, la surveillance de la connectivité peut être un outil important pour élucider les changements écologiques fonctionnels et, en fin de compte, aider à expliquer comment les objectifs de conservation et la performance du réseau évoluent eux-mêmes. La surveillance de la connectivité dans le réseau d'AMP peut aider à départager les répercussions locales et régionales qu'a le changement climatique sur les priorités de conservation et, ainsi, fournir aux gestionnaires les informations dont ils ont besoin pour évaluer les éléments spatiaux du réseau d'AMP (c.-à-d. le zonage et la configuration du réseau spatial).

Sans surprise, les études qui évaluent ou prévoient les changements quantitatifs de connectivité en réaction au changement climatique signalent une déviation importante de la connectivité et de l'auto-ensemencement au sein des AMP (Andrello *et al*., 2015; Coleman *et al*. 2017), ce qui donne à penser que les dispositions du réseau spatial seraient ou pourraient être inadéquates pour maintenir la connectivité dans le futur. La gestion adaptative des réseaux d'AMP pour maintenir la connectivité et les objectifs de conservation sera assurée en fonction de l'évaluation continue de la connectivité et de la réaction des espèces à un écosystème en évolution. Ainsi, toute décision concernant l'apport de modifications du réseau pour tenir compte du changement qui intervient dans les systèmes biologiques (D'Aloia *et al*., 2017a; Tittensor *et al*., 2019) devrait tenir compte des répercussions qu'aura le changement climatique sur les liens fonctionnels et structurels dans le paysage marin.

Plusieurs revues fournissent des cadres et des approches pour anticiper les conséquences qu'aura le changement climatique sur la connectivité (voir par exemple la revue de Magris *et al*., 2014). Les paramètres de mesure de la connectivité du réseau d'AMP ont aussi été examinés dans ce document de travail. Les approches prédictives qui évaluent comment l'habitat et les changements océanographiques pourraient être utilisés comme fondement pour prévoir les échelles temporelles et spatiales selon lesquelles la connectivité pourrait changer (p. ex. Coleman *et al*., 2017). Ces approches peuvent être soutenues par des modèles mondiaux (p. ex. le projet d'intercomparaison de modèles couplés de la National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA CMIP[12]) ou des modèles océanographiques à échelle régionale (p. ex. Wang *et al*., 2018) et être utilisées comme tremplin pour assurer un investissement efficace dans la surveillance (Field *et al*., 2007). La connectivité ne doit pas être considérée comme une caractéristique statique d'un paysage de planification; les liens existants au sein du réseau changeront en réaction au changement climatique et, de ce fait, le réseau lui-même sera réorganisé (Mumby *et al*., 2011). La surveillance du déroulement de cette réorganisation devrait être appliquée comme une question à la fois spatiale et temporelle selon laquelle les changements touchant les éléments saisonniers (c.-à-d. le moment du frai ou la productivité) devraient être considérés en plus de la dépendance spatiale (c.-à-d. la dynamique source-puits et la résistance fondée sur le paysage) entre les zones protégées et non protégées.

Les approches fondées sur le paysage marin qui intègrent la connectivité structurelle et fonctionnelle dans le domaine marin (p. ex. Wilcox *et al*., en prép.[9] - Figure 3) s'appuient sur des projections physiques du changement climatique pour prévoir comment la dispersion et la connectivité pourraient changer dans un environnement marin en évolution (p. ex. Lett *et al*., 2010). Pour ajouter à cela, les approches fondées sur la modélisation biophysique ont également inclus l'élément de modification des profils de circulation océanique et leurs effets sur la dispersion et la connectivité (p. ex. Runge *et al*., 2010). Les approches génétiques qui évaluent la réaction des espèces et des populations à la dégradation climatique (Lowen *et al*., 2019; Razgour *et al*., 2019) peuvent améliorer les modèles de prévision et aider à recenser les domaines prioritaires où les changements de connectivité pourraient être les plus prononcés

[12] NOAA

(c.-à-d. à l'interface entre les sous-unités des populations - points d'inflexion des clines génétiques; Stanley *et al*., 2018).

Souvent, les conditions climatiques changeantes des océans nécessitent une redistribution de concert avec des changements spatiaux dans les niches physiologiques et écologiques étant donné les niches canalisées de nombreuses espèces marines (c.-à-d. que les conditions des niches ne sont pas labiles sur le plan de l'évolution; Wiens et Graham, 2005). Toutefois, les espèces ou les populations peuvent également réagir en s'adaptant à de nouvelles conditions (Aitken et Whitlock, 2013; Sunday *et al*., 2014). La connectivité peut avoir une forte incidence sur l'acclimatation et l'adaptation en contribuant à la fois à la variation génétique permanente et au flux de gènes dans un paysage de planification. L'échange de mutations bénéfiques et de variations génétiques, appelé « immigration évolutionnaire de source externe » (sensu Carlson *et al*., 2014), peut accroître l'aptitude des populations connectées. Dans le contexte de la surveillance, l'évaluation de la diversité et de la structure génétiques dans un paysage de planification pourrait fournir des informations importantes concernant les changements survenus dans la connectivité (c.-à-d. la relation entre les AMP ou les populations) et la diversité associée à l'environnement et aux changements environnementaux. Les applications de la génétique des paysages marins (évaluation des associations génomico-environnementales) ont fourni de nouvelles informations concernant la structure et la connectivité dans l'environnement marin (p. ex. Selkoe *et al*., 2016; Van Wyngaarden *et al*., 2017a; Jeffery *et al*., 2018; Lehnert *et al*., 2018) et peuvent être facilement appliquées avec les filières de traitement génomique actuelles (p. ex. les laboratoires de génomique régionaux et industriels). Malgré des coûts initiaux relativement élevés (des dizaines de milliers de dollars pour la collecte et le séquençage des échantillons), de petits (des dizaines ou des centaines) marqueurs génétiques de diagnostic peuvent être sous-échantillonnés à partir des données initiales et être utilisés pour assurer la surveillance des régions adaptatives des gènes, de la diversité génétique et de la connectivité pour des ordres de grandeur de moins en coûts.

Bien que des outils soient disponibles pour mesurer et surveiller la connectivité au sein des composantes du réseau et entre celles-ci (examinés ici et dans le présent document de travail), il est difficile de définir des repères quantitatifs ou des seuils de changement pour la connectivité qui seraient utiles pour la planification et la gestion de la conservation. Pourtant, le rôle que les changements du climat et de la connectivité pourraient jouer dans les systèmes biologiques a été reconnu (p. ex. Pressey *et al*., 2007; Lett *et al*., 2010) et peut être intégré dans la conception des réseaux d'AMP (Magris *et al*., 2014; D'Aloia *et al*., 2019; Tittensor *et al*., 2019). Reste à savoir comment opérationnaliser la surveillance de la connectivité en tant que fondement pour réévaluer l'efficacité de la configuration actuelle du réseau. Actuellement, on dispose peu d'orientations pratiques sur le seuil auquel des mesures de gestion doivent être prises à la suite de changements dans la connectivité au sein du réseau d'AMP.

Les plans de surveillance doivent à tout le moins réévaluer périodiquement la connectivité au sein des réseaux mis en œuvre et proposés. L'érosion des liens fonctionnels et structurels au sein des réseaux devrait inciter à l'action, en particulier lorsque ces liens sont liés à la persistance et au maintien à long terme des objectifs de conservation. La fréquence et l'étendue de ces réévaluations devraient être établies à l'aide de modèles capables de prévoir le changement. Dans la mesure du possible, des informations génétiques devraient être incorporées dans ces évaluations, car le maintien du flux de gènes et de la variation génétique permanente est directement lié au maintien de la connectivité au sein des réseaux d'AMP et des zones de planification.

6. ÉTUDE DE CAS : ÉVALUATION DE SCÉNARIOS DE RÉSEAU D'AMP DANS LA BIORÉGION DU NORD À L'AIDE DE MESURES DU RENDEMENT

Ces approches ont été élaborées conjointement par des membres de l'équipe technique du réseau d'AMP (ETRAMP) de la BPN : Chris McDougall (ETRAMP), Rebecca Martone (ministère des Forêts, des Terres, des opérations relatives aux Ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique), Carrie Robb (Secteur des sciences du MPO), Katie Gale (Secteur des sciences du MPO), Karin Bodtker (ETRAMP), Greig Oldford (Secteur des océans du MPO), Lais Chaves (Haida Oceans Technical Team), Amos Chow (Secteur des océans du MPO), John Cristiani (Université de la Colombie-Britannique) et Emily Rubidge (Secteur des sciences du MPO)[13].

6.1. PRISE DE DÉCISIONS STRUCTURÉES DANS LE CONTEXTE DE LA SURVEILLANCE DU RÉSEAU DES AMP

La prise de décisions structurées (PDS) est une approche décisionnelle transparente, inclusive et éclairée qui peut aider à relever les options de gestion potentielles et à expliciter les incertitudes et les compromis y afférents (Tulloch *et al*., 2015). La PDS est un processus itératif orienté sur des objectifs qui se concentre sur : 1) la définition d'objectifs et de mesures de rendement; 2) l'identification des mesures de gestion possibles; 3) l'estimation des conséquences de chaque mesure; 4) l'évaluation des compromis possibles; 5) la détermination de la solution à privilégier pour atteindre les objectifs établis (Figure 4). Les mesures du rendement, intégrant des seuils fondés sur des valeurs écologiques et les intérêts des intervenants, nous permettent d'établir si les objectifs sont atteints par les mesures de gestion retenues (Martin *et al*., 2009). La surveillance fournit de l'information sur les mesures du rendement et les seuils, ce qui contribue à atténuer les incertitudes et permet aux gestionnaires d'évaluer de manière itérative l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre par rapport aux objectifs (Lyons *et al*., 2008).

Du côté de la gestion des ressources, la PDS a été utilisée pour élaborer un cadre connu sous le nom d'évaluation de la stratégie de gestion (ESG), qui est une approche de modélisation systématique incorporant une série de mesures du rendement reposant sur des objectifs établis pour faciliter l'évaluation d'éventuelles procédures de gestion, fournir des orientations quant à des mesures de gestion robuste et préciser les compromis connexes qui devraient être pris en considération (Bunnefeld *et al*., 2011; Kronlund *et al*., 2014). L'ESG peut faciliter l'évaluation des mesures de gestion lorsque de nouvelles informations deviennent disponibles, faciliter l'établissement les priorités en matière de surveillance et de collecte de données et améliorer la transparence en mettant en évidence les incertitudes inhérentes aux systèmes écologiques, aux modèles et au processus décisionnel (Bunnefeld *et al*., 2011). Dans le contexte canadien, l'ESG est une méthode qui satisfait aux exigences de l'approche de précaution du Cadre pour la pêche durable (Kronlund *et al*., 2014) et a été utilisée dans les évaluations de la gestion des pêches de sébaste et de goberge (MPO, 2011, 2018b).

La PDS peut également être utilisée pour soutenir la planification du réseau d'AMP et être adaptée pour la surveillance de ce réseau, comme il est indiqué dans la Figure 4. Des indicateurs et des mesures du rendement peuvent être établis pour évaluer l'efficacité d'une suite de conceptions de réseaux d'AMP ainsi que pour estimer et énoncer clairement les conséquences connexes. Les analyses de compromis peuvent améliorer l'efficacité du réseau

[13] L'ETRAMP est coprésidée par : Sheila Creighton (MPO), Steve Diggon (Premières Nations de la côte) et Kristin Worsley (ministère des Forêts, des Terres, des opérations relatives aux Ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique).

en faisant en sorte qu'une conception de réseau puisse être priorisée pour la mise en œuvre. Le cadre de PDS pour l'évaluation des scénarios, avec l'ajout d'indicateurs et d'un plan de suivi, peut être adapté pour soutenir la surveillance du réseau afin que l'on puisse vérifier que ce dernier continue d'atteindre ses buts et objectifs. Dans le contexte de la surveillance, la mesure du rendement peut être recalculée à l'aide des données recueillies dans le cadre d'un programme de surveillance afin que l'on puisse examiner tout changement potentiel survenu dans le réseau depuis sa mise en œuvre. Au lieu d'évaluer ces paramètres selon différentes configurations de la conception du réseau, nous évaluerions ces paramètres au sein du réseau au fil du temps. Le calendrier d'évaluation serait déterminé en fonction des objectifs du réseau, des indicateurs choisis et du rythme auquel de nouvelles informations deviennent disponibles. La surveillance du réseau à l'aide d'un cadre de PDS réduira également les incertitudes associées à l'estimation des conséquences des mesures de gestion dans un contexte dynamique à espèces et à objectifs multiples.

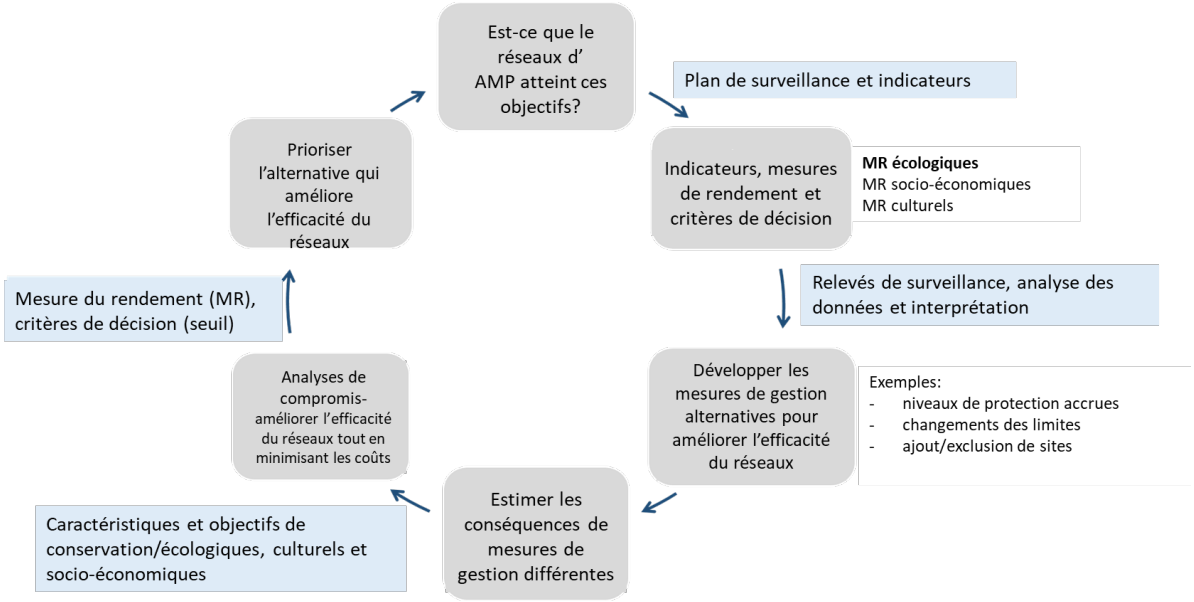

Figure 5. Cadre de la PDS pour la planification des réseaux d'AMP, adapté de l'approche de PDS décrite dans Gregory et al., (2012). Les cases grises indiquent les étapes du processus de planification. Les cases bleues indiquent les données requises.

6.2 EXEMPLE DE MESURES DU RENDEMENT ET D'APPROCHES POUR ÉVALUER LA REPRÉSENTATION, LA RÉPLICATION ET LA CONNECTIVITÉ DANS LA BPN

Pour soutenir la planification du réseau d'AMP dans la BPN (Figure 5), l'équipe technique interdisciplinaire du réseau d'AMP a élaboré un cadre de PDS assorti d'une série d'ébauches de mesures du rendement orientées sur les objectifs du réseau, les données spatiales disponibles et les commentaires formulés par des intervenants et les membres d'un comité consultatif scientifique externe. Les mesures du rendement intègrent des paramètres écologiques, socio-économiques, culturels et de gouvernance; elles sont utilisées pour comparer les ébauches de scénarios de conception de réseau et rendre compte de la façon dont chaque itération atteint les objectifs du réseau. Bien que les mesures du rendement soient importantes pour améliorer la transparence et les évaluations des compromis à l'appui de la conception des réseaux d'AMP, elles peuvent également être utilisées pour évaluer l'efficacité et l'efficience des réseaux d'AMP une fois mis en œuvre, en particulier lorsqu'elles sont combinées à des efforts de surveillance qui génèrent des données et de l'information mises à

jour sur une base régulière. Les évaluations à l'échelle du réseau concernant la représentation, la réplication et la connectivité des priorités de conservation écologique sont particulièrement pertinentes pour les objectifs du présent document.

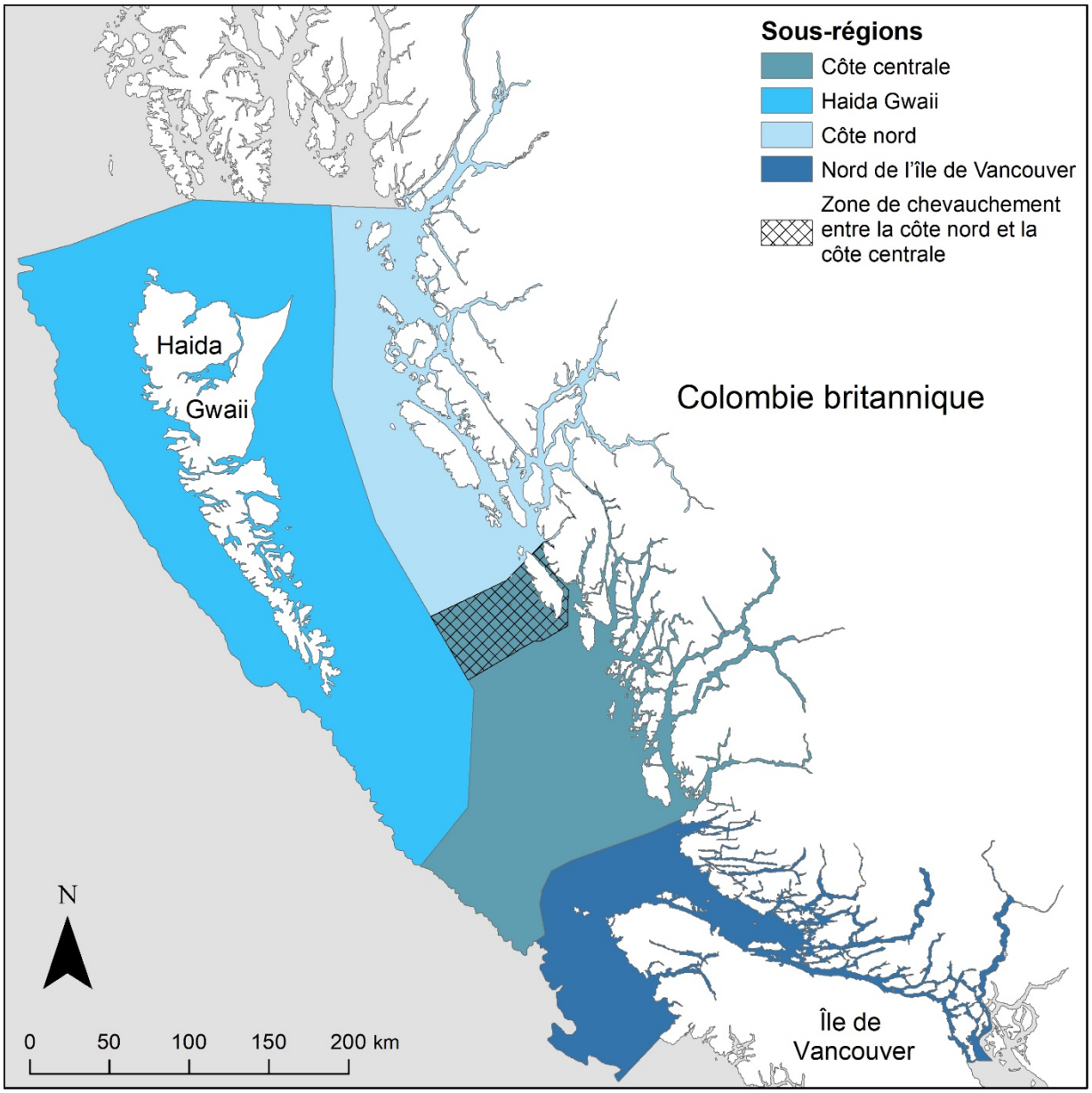

Figure 6. Carte de la BPN, y compris les sous-régions délimitées pour la planification du réseau d'AMP.

6.2.1. Représentation et ZIEB

La Stratégie Canada - Colombie-Britannique pour le réseau d'aires marines protégées (2014) précise que le réseau d'AMP de la BPN devrait inclure l'ensemble de la biodiversité présente dans la zone à l'étude. Comme dans toutes les biorégions du Canada, les planificateurs de réseaux de la BPN se sont servis des avis du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) du MPO pour établir des priorités en matière de conservation écologique (MPO 2017 a; Gale *et al*., 2019) et des fourchettes cibles de conservation écologique (MPO, 2019; Martone *et*

al., en prép.[5]). Des ensembles de données spatiales, appelés caractéristiques écologiques, ont été compilés pour des analyses de sélection de sites à l'aide de l'outil Marxan comme entrée dans les versions initiales des conceptions de réseau. À l'aide des mesures du rendement, la représentation peut être évaluée de manière itérative grâce à des mesures axées sur la représentation propre à une entité, la richesse en espèces et la biodiversité afin que l'on puisse déterminer dans quelle mesure des scénarios concurrents répondent aux objectifs du réseau.

La représentation et la richesse des espèces sont déterminées pour les mesures du rendement par la présence de caractéristiques écologiques dans un scénario de conception de réseau donné et par la proportion de ces caractéristiques spatiales qui répondent aux plages cibles recommandées (Tableau 3). Bien qu'il s'agisse d'un indicateur commun dans la conception et l'évaluation des AMP, la richesse en espèces est également évaluée pour les mesures du rendement selon les activités humaines qui pourraient être autorisées dans les sites provisoires. L'intégration de facteurs de stress connus pour les priorités de conservation pertinentes au moment de la conception et de la surveillance peut augmenter l'efficacité des réseaux d'AMP (Mach *et al*., 2017). Conformément aux directives du SCCS (MPO, 2019), les effets cumulatifs potentiels que les activités autorisées peuvent avoir sur chaque espèce ou sur chaque habitat au sein de chaque site sont évalués, et la contribution de chaque AMP à l'atteinte de chaque objectif de conservation écologique est mise à l'échelle en conséquence à l'aide d'une analyse des lacunes en matière de conservation (ALC) (Martone *et al*., 2018; Martone *et al*., en prép.).

Tableau 3. Ébauches de mesures du rendement liées aux caractéristiques de conception de la représentation, de la réplication et de la connectivité élaborées pour soutenir la planification du réseau d'AMP dans la BPN. L'échelle spatiale pour la biorégion et les sous-régions est décrite dans la figure 4.

Caractéristique de conception	Ébauche de mesure du rendement	Description	Échelle
Représentation	Plage cible prioritaire de conservation écologique	Évaluation des objectifs de conservation — Nombre de caractéristiques inférieures et égales aux plages cibles et proportion de celles-ci	Biorégion, sous-région
	Écologique (Marxan) — fréquence de sélection moyenne	Score moyen pour la fréquence de sélection (Marxan) des unités de planification englobées dans le réseau	Biorégion, sous-région, AMP
	Écologique (Marxan) — proportion avec fréquence de sélection élevée	Proportion d'unités de planification avec fréquences de sélection élevées (Marxan) englobées dans le réseau	Biorégion, sous-région, AMP
Réplication	Priorités de conservation écologique respectant le nombre minimum de réplications voulues	Nombre de caractéristiques répondant aux réplications voulues et proportions de celles-ci	Biorégion, sous-région

Caractéristique de conception	Ébauche de mesure du rendement	Description	Échelle
Connectivité	Espacement	Nombre de sites respectant les directives d'espacement (espacés de 40 à 200 km) et proportion de ceux-ci	Biorégion, sous-région
	Points névralgiques de connectivité (centralité)	Nombre de points névralgiques de connectivité (p. ex. la centralité des vecteurs propres) captés dans le réseau dans différents types d'habitats et proportion de ceux-ci	Biorégion, sous-région
	Points névralgiques en matière de connectivité (Betweenness)	Nombre de points névralgiques (Betweenness) de connectivité captés dans le réseau dans différents types d'habitats et proportion de ceux-ci	Biorégion, sous-région

Grâce à l'ALC, la richesse en espèces peut être évaluée à l'échelle d'un site ou d'un réseau et peut être analysée à l'aide des attributs des AMP proposées, comme le niveau de protection ou le type de désignation ou, encore, les particularités des caractéristiques écologiques, telles que le groupe fonctionnel ou l'état de conservation (Martone *et al*., 2018). Par exemple, la représentation et la richesse des classes d'habitats du Système de classification de l'écologie marine du Pacifique (SCEMP; Rubidge *et al*., 2016) ou des ZIEB identifiées peuvent être évaluées indépendamment. Par ailleurs, les caractéristiques importantes pour les différentes étapes du cycle biologique et la contribution de chaque AMP peuvent être évaluées afin que l'on puisse déterminer dans quelle mesure la complémentarité est atteinte dans la conception d'un réseau. Un programme de surveillance peut fournir de l'information sur l'efficacité des niveaux de protection et relever les changements dans l'état des caractéristiques écologiques au sein de groupes fonctionnels précis ou à un état de conservation donné.

Les mesures de rendement permettent également d'évaluer la représentation en considérant les zones identifiées à l'aide d'analyses Marxan comme ayant une valeur de conservation élevée en raison de leur grande richesse en espèces (une approximation de la biodiversité d'après les données spatiales disponibles). Dans la BPN, les analyses avec Marxan ont été exécutées de manière itérative pour recenser une gamme de solutions reposant d'une part sur les caractéristiques écologiques uniquement et d'autre part sur les caractéristiques écologiques et culturelles, avec et sans considération des données socio-économiques. Ces analyses nous ont permis de produire une carte de fréquence de sélection qui montre la fréquence à laquelle chaque unité de planification est retenue en tant que partie d'une solution, les unités de planification ayant une fréquence de sélection plus élevée étant considérées comme plus critiques dans toutes les solutions (Ardron *et al*., 2010). Pour évaluer la représentation écologique, les mesures du rendement utilisent le chevauchement de chaque scénario de

conception de réseau avec l'analyse écologique Marxan uniquement pour déterminer la fréquence de sélection moyenne et la proportion d'unités de planification ayant une fréquence de sélection élevée dans chaque scénario.

6.2.2. Réplication

L'évaluation de la réplication pour la planification du réseau d'AMP de la BPN est également orientée par les avis du SCCS (MPO, 2019). Le nombre approprié de répétitions pour chaque caractéristique écologique en fonction de la taille et de la rareté des parcelles dans la BPN et est évalué à une échelle sous-régionale, avec un nombre accru de répétitions recommandées pour les caractéristiques plus rares et spatialement restreintes. Le nombre minimum de réplications est de 2 à 3 par sous-région pour les caractéristiques les plus courantes et largement distribuées. Pour les mesures du rendement, la réussite de la réplication pour un scénario de conception de réseau donné repose sur la proportion des caractéristiques écologiques qui atteignent le nombre minimum de réplications recommandées. Il en irait de même dans un contexte de surveillance au fur et à mesure que de nouvelles informations deviennent disponibles. Par exemple, à la mise en œuvre, une évaluation du réseau à l'aide des données disponibles peut indiquer que 70 % des priorités de conservation et des caractéristiques spatiales connexes répondent aux objectifs de réplication. Après cinq ans de surveillance et d'intégration des mises à jour des ensembles de données spatiales disponibles, cette mesure du rendement peut être recalculée, et nous pouvons observer une augmentation pour cette mesure. Au fur et à mesure que les écosystèmes du réseau se rétablissent, cette mesure du rendement peut avoir atteint 80 % cinq ans après la mise en œuvre. À l'instar des mesures du rendement liées à la représentation, les paramètres peuvent être analysés à l'aide des caractéristiques des AMP ou de caractéristiques écologiques, telles que les ZIEB. La surveillance de la réplication à une échelle plus fine permettrait aux chercheurs de déterminer si les AMP mises en œuvre à l'aide d'un outil particulier ou à un niveau de protection plus élevé sont mieux en mesure d'atteindre les objectifs de réplication ou si certaines espèces ou certains habitats profitent davantage de la protection offerte par un réseau d'AMP.

Les calculs associés aux mesures de rendement pour la réplication sont fondés sur les résultats de l' analyse des lacunes en matière de conservation pour le site et tiennent ainsi compte des interactions potentielles entre les caractéristiques écologiques et les activités anthropiques au sein de chaque site. Afin de déterminer le nombre recommandé de réplications pour chaque caractéristique écologique, on calcule la quantité médiane de chaque caractéristique écologique pour tous les sites proposés et on utilise les quartiles pour attribuer des caractéristiques à une classe de réplications, les caractéristiques ayant les plus grandes parcelles exigeant le moins de réplications. Comme les informations requises ne sont pas encore disponibles pour générer des courbes espèces-aires comme celles élaborées en Californie (Saarman *et al*., 2013), on a utilisé une approche pragmatique pour faire en sorte que les AMP visées par une conception de réseau contribuent en tant que réplication d'une caractéristique écologique donnée si elles contiennent plus de 1 % de la quantité totale d'une caractéristique écologique présente dans la BPN. Cependant, comme une proportion de 1 % peut varier en fonction de la taille de l'entité écologique, cette valeur a été plafonnée à 13 km^2 pour les entités côtières et à 50 km^2 pour les entités extracôtières conformément aux recommandations relatives à la taille des AMP (MPO, 2019). Ce qui manque à ce paramètre, c'est une compréhension de la qualité des parcelles d'habitat et des informations sur la diversité qu'elles soutiennent. Ces informations peuvent être obtenues grâce à des efforts de surveillance continus et à une amélioration de l'évaluation des réplications à mesure que nous en apprenons davantage sur les aires du réseau.

6.2.3 Connectivité

Pour déterminer dans quelle mesure les ébauches de scénarios de réseau d'AMP permettent la connectivité écologique, les mesures de rendement évaluent le nombre et le pourcentage de points névralgiques en matière de connectivité dans une série de types d'habitats benthiques qui chevauchent les AMP proposées. Les points névralgiques en matière de connectivité sont tirés d'Eigenvector Centrality, qui indique les AMP qui sont fortement reliées aux autres dans l'ébauche de scénario ainsi qu'avec Betweenness, qui indique les AMP qui sont des connecteurs clés pour d'autres AMP (Friesen *et al*., 2019). Ces deux paramètres utilisent des seuils de distance pour déduire la connectivité associée aux déplacements des adultes chez les espèces dont le domaine vital des adultes est modéré (Friesen *et al*., 2019). Cette approche pourrait être utilisée pour évaluer de manière itérative le rendement du réseau à saisir les points névralgiques de connectivité à mesure que la connectivité évolue dans un environnement marin dynamique (section 5.2) ainsi que pour suggérer de nouvelles aires d'importance (connectivité) que l'on pourrait examiner à l'occasion de modifications futures du réseau.

L'espacement entre les AMP proposées dans une ébauche de scénario de réseau est également évalué en tant qu'indicateur indirect de la connectivité. Les mesures de rendement de l'espacement évaluent le nombre et la proportion d'AMP proposées dans une ébauche de scénario qui respectent les distances d'au moins 40 à 200 km recommandées entre les AMP par le SCCS (MPO, 2019). Ces recommandations sont fondées sur la distance de dispersion des organismes disperseurs intermédiaires, ce qui peut augmenter l'étendue du littoral réalimenté par les larves produites dans les AMP (Carr *et al*., 2017). La fourchette inférieure de ces recommandations en matière d'espacement est similaire à celle du littoral californien (Kinlan et Gaines, 2003) et pourrait accueillir des organismes disperseurs provenant de distances moins grandes (MPO, 2019). L'espacement est peu susceptible de changer une fois le réseau mis en œuvre, ce qui n'en ferait pas une mesure de rendement de surveillance utile. Toutefois, d'autres paramètres de connectivité qui font l'objet d'une surveillance (p. ex. la somme des résistances compilée à l'aide de la connectivité génétique, de l'habitat des adultes et des larves - section 4.2.2.2) pourraient être utilisés pour que l'on puisse mieux comprendre si l'espacement ou la configuration des AMP dans le réseau doit être adapté pour faire en sorte que chaque AMP soit bien connectée.

6.3 DU CADRE D'ÉVALUATION COMPARATIF DU SCÉNARIO À LA SURVEILLANCE DU RÉSEAU DES AMP

Les évaluations répétées de la représentation, de la réplication et de la connectivité sont importantes à mesure que le processus de conception du réseau d'AMP de la BPN passe aux phases de la mise en œuvre et de la surveillance. Des relevés ciblés et continus à l'intérieur et à l'extérieur du réseau d'AMP combleront d'importantes lacunes dans les données spatiales disponibles. Par exemple, les données de relevés détaillant la répartition spatiale de nombreux habitats clés, tels que les lits de varech, sont souvent obsolètes et largement incomplètes(Équipe de projet de la British Columbia Marine Conservation Analysis, 2011 [BCMCA]) . Cependant, des travaux sont en cours pour corriger cette contrainte et élaborer un ensemble complet de données sur le varech à partir d'images de télédétection tirées des archives de Google Earth (Nijland *et al*., 2019). Cet ensemble de données pourra être utilisé pour évaluer la représentation et la réplication du varech au sein du réseau d'AMP par rapport à la répartition du varech dans l'ensemble de la BPN[14].

[14] Des projets similaires sont menés sur la côte Est pour la zostère côtière (*Zostera marina*).

La richesse en espèces constitue une mesure de la représentation au sein d'un réseau d'AMP, mais il s'agit d'un paramètre qui peut être trompeur en raison des interactions complexes entre les espèces et les habitats au sein de n'importe quel écosystème, lesquelles interactions peuvent être étudiées plus en profondeur grâce à des efforts de surveillance. Soykan et Lewison (2015) ont constaté que les informations sur la biomasse et l'abondance faisaient une distinction plus uniforme entre les AMP et les sites de contrôle que les estimations de la richesse en espèces et qu'il pouvait s'agir de paramètres utiles au fur et à mesure que des informations supplémentaires deviennent disponibles. Jantke *et al*., (2018) ont compilé la représentation en un seul paramètre axé sur l'atteinte de l'objectif moyen en utilisant l'objectif Aichi de 10 % pour toutes les caractéristiques écologiques. Des efforts sont en cours pour mettre ce paramètre à jour afin que l'on puisse incorporer des cibles pour des caractéristiques variables, telles que celles utilisées dans les biorégions prioritaires du Canada. Les réévaluations régulières de ce paramètre peuvent fournir une série chronologique du rendement simple, mais intuitive, des réseaux d'AMP. Dans l'intervalle, ce paramètre peut être calculé pour évaluer l'atteinte des cibles établies pour les ensembles de priorités de conservation. Par exemple, dans la BPN, les priorités de conservation ont des cibles faible, moyenne ou élevée en fonction de leur rôle écologique, de leur vulnérabilité et de leur état de conservation. La méthode de Jantke *et al*., (2018) pourrait être utilisée pour déterminer dans quelle mesure les cibles ont été atteintes au fil du temps pour les priorités de conservation ayant des cibles plus élevées (c.-à-d. les espèces et les habitats considérés comme étant plus vulnérables ou menacés ou ayant une importance fonctionnelle plus élevée).

Au fur et à mesure que de nouvelles données écologiques plus complètes sont compilées grâce aux efforts de surveillance ou que les mesures de gestion sont ajustées, les évaluations de la représentation et de la réplication des caractéristiques peuvent être mises à jour et comparées afin de déterminer si le réseau continue de répondre aux objectifs de conservation écologique établis et d'identifier les sites et les caractéristiques qui peuvent avoir changé et qui peuvent ne plus contribuer autant au réseau. Ainsi, des chercheurs ont utilisé des données actualisées sur les espèces et l'habitat pour recenser des sites représentatifs où mener des activités de surveillance (Young et Carr, 2015) et pour évaluer la représentation des caractéristiques écologiques au sein des réseaux d'AMP conçus à l'origine à l'aide de modèles prédictifs ou d'espèces indicatrices (Young et Carr, 2015; Virtanen *et al*., 2018). De plus, Virtanen *et al.* (2018) ont utilisé des données écologiques mises à jour pour effectuer de nouvelles analyses de sélection de sites afin d'évaluer si la conception finale du réseau continue d'englober des zones à haute valeur de conservation en fonction de la richesse ou de la diversité des espèces qui s'y trouvent, tandis que House *et al.* (2017) ont utilisé des analyses Marxan pour identifier des moyens de gérer de manière adaptative des réseaux inefficaces.

7. RÉSUMÉ

Les réseaux d'AMP efficaces doivent être **représentatifs** de leurs objectifs de conservation (et de la région de planification dans son ensemble), avoir une réplication **suffisante** (le cas échéant) pour assurer la résilience aux perturbations stochastiques et être **bien connecté** afin que les composantes individuelles du réseau interagissent les unes avec les autres pour maintenir la fonction écologique et produire des résultats de conservation qui dépassent les résultats cumulés des composantes du réseau. Les programmes de surveillance de réseau peuvent fournir les informations nécessaires pour que l'on puisse déterminer l'efficacité de la conception du réseau dans le temps, à mesure que le réseau se développe et que l'environnement change. Alors que les écosystèmes marins réagissent au changement climatique, les programmes de surveillance seront essentiels pour assurer la gestion adaptative

et faire en sorte que les réseaux d'AMP continuent de produire les résultats de conservation pour lesquels ils ont été conçus, et ce, de la manière la plus efficace possible (spatialement).

Il existe de nombreux outils pour mesurer la représentation, la réplication et la connectivité entre les caractéristiques de conception. La surveillance des réseaux d'AMP, à certains égards, est remise en question par la diversité même des réseaux mis sur pied à des fins de protection. Aucun outil ou ni aucune approche ne doit être utilisé seul pour assurer le suivi des caractéristiques de conception. La surveillance de l'efficacité des réseaux est plus qu'une décision limitée par les coûts, et le choix des outils les plus *appropriés* devrait explicitement tenir compte des échelles spatio-temporelles des caractéristiques écologiques d'intérêt, en plus du coût du déploiement. Les travaux de recherche qui améliorent l'efficacité de ces outils, à la fois sur le plan des coûts et de l'exhaustivité (spatiale, temporelle et taxonomique), doivent être priorisés dans les programmes régionaux et nationaux d'AMP. Étant donné que les caractéristiques de conception sont partagées au sein du réseau canadien d'AMP, les programmes de surveillance biorégionaux doivent mettre en œuvre, dans la mesure du possible, des approches normalisées en ce qui concerne la surveillance. Ces approches normalisées feront en sorte que les investissements (c.-à-d. la mise en commun de l'équipement technique ou de l'expertise) et les rapports relatifs au réseau canadien d'AMP seront plus efficaces et mieux ciblés. De plus, les investissements et l'intégration aux programmes de surveillance à grande échelle actuellement en place au sein du MPO (p. ex. les relevés plurispécifiques menés par des navires de recherche, le Programme de monitorage de la zone Atlantique et d'autres programmes régionaux de surveillance scientifique [p. ex. la surveillance des aires marines nationales de conservation de Parcs Canada et la surveillance des zones de gestion protégées du Partenariat de planification marine de la région du Pacifique] devraient être prioritaires afin de garantir la disponibilité de données de base complètes à long terme pour évaluer le rendement des réseaux.

Des scénarios de réseau ont été élaborés dans chacune des cinq biorégions prioritaires; cependant, au moment de la rédaction du présent rapport, aucun réseau n'était achevé, et le calendrier de mise en œuvre n'était pas encore établi. Les avis sur l'élaboration des programmes de surveillance et les stratégies d'évaluation des principes de conception des réseaux doivent être adaptés à chaque biorégion et reliés à leurs objectifs respectifs. Les orientations formulées dans le présent rapport peuvent constituer un cadre utile décrivant les approches et les exigences en matière de surveillance et les justifications afférentes; toutefois, il demeure impossible de formuler des avis particuliers pour l'élaboration de programmes de surveillance tant que la configuration des réseaux et les plans de gestion n'auront pas été finalisés.

PROCHAINES ÉTAPES

La planification spatiale marine (PSM) est une initiative dont le but est de gérer les espaces océaniques de manière collaborative et transparente qui a récemment fait l'objet d'un financement de la part du Ministère. À la base, le programme de PSM a pour but de cartographier les activités anthropiques et les ressources marines pour que nous puissions mieux comprendre les profils d'utilisation et les zones de chevauchement. La planification des aires de conservation s'inscrit dans ce vaste programme, qui a également pour but d'examiner l'empreinte d'activités telles que la pêche commerciale, les activités d'aquaculture et les voies de navigation ainsi que les zones d'importance écologique et géomorphologique. Pour atteindre ses objectifs généraux de durabilité, la PSM profiterait de l'intégration de principes écologiques tels que la connectivité (Foley *et al.*, 2010), la représentation et la réplication. Les produits de cartographie issus du programme de PSM pourraient être utilisés comme intrants supplémentaires lors de la mise en œuvre de la surveillance à l'échelle de réseaux. Ainsi, les

efforts consentis pour cartographier la répartition des espèces, la biodiversité (points névralgiques) et la pêche dans chaque région de planification au moyen du programme de PSM pourraient être utilisés par les programmes de surveillance pour évaluer la représentativité, la connectivité (p.ex. les mesures de connectivité du paysage) et le rendement des réseaux d'AMP. Le programme de PSM peut aussi être utilisé pour soutenir les réseaux d'AMP afin de maintenir ou d'améliorer la connectivité structurelle ou paysagère au sein d'un réseau et pour améliorer le rendement du réseau en structurant les activités adjacentes (p.ex. les industries marines) pour faciliter l'atteinte des objectifs de conservation. Cela est d'autant plus vrai que les modèles de connectivité et d'activité anthropogénique (c.-à-d. l'activité industrielle, le transport maritime, etc.) changent à mesure que le paysage marin physique et biologique sous-jacent se réorganise sous l'effet du changement climatique. La planification à long terme réalisée par les réseaux de PSM et d'AMP devrait donc être intégrée au moment de l'examen des effets de l'évolution de l'utilisation des océans et du changement climatique sur les objectifs de conservation.

8. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Katie Gale, Rebecca Martone, Isabelle Côté, David Beauchesne et les participants à l'examen national par des pairs pour leurs suggestions et modifications réfléchies ainsi que Mark Wilcox pour avoir fourni la carte du paysage marin associé à la résistance Figure 4) .

9. RÉFÉRENCES CITÉES

2008. Papahānaumokuākea Marine National Monument Management Plan. National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Fish and Wildlife Service, Hawai‘i Department of Land and Natural Resources. p. 411.

Aitken, S.N., and Whitlock, M.C. 2013. Assisted gene flow to facilitate local adaptation to climate change. Annual review of ecology, evolution, and systematics 44: 367-388.

Almany, G.R., Connolly, S.R., Heath, D.D., Hogan, J.D., Jones, G.P., McCook, L.J., Mills, M., Pressey, R.L., and Williamson, D.H. 2009. Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. Coral Reefs 28(2): 339-351. doi:10.1007/s00338-009-0484-x.

Andrello, M., Mouillot, D., Somot, S., Thuiller, W., and Manel, S. 2015. Additive effects of climate change on connectivity between marine protected areas and larval supply to fished areas. Diversity and Distributions 21(2): 139-150. doi:10.1111/ddi.12250.

Araujo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogues-Bravo, D., and Thuiller, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. Ecology Letters 14(5): 484-492. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x.

Ardron, J.A., Possingham, H.P., and Klein, C.J., eds. 2010. Marxan Good Practices Handbook. Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver: 155 p.

Baetscher, D.S., Anderson, E.C., Gilbert-Horvath, E.A., Malone, D.P., Saarman, E.T., Carr, M.H., and Garza, J.C. 2019. Dispersal of a nearshore marine fish connects marine reserves and adjacent fished areas along an open coast. Molecular Ecology 28(7): 1611-1623.

Balbar, A.C., and Metaxas, A. 2019. The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. Global Ecology and Conservation 17: e00569. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00569.

Ball, I.R., Possingham, H.P., and Watts, M. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. *In* Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools. *Edited by* A. Moilanen and K.A. Wilson and H.P. Possingham. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom. pp. p. 185-195.

Ban, N.C., McDougall, C., Beck, M., Salomon, A.K., and Cripps, K. 2014. Applying empirical estimates of marine protected area effectiveness to assess conservation plans in British Columbia, Canada. Biological Conservation 180: 134-148. doi:10.1016/j.biocon.2014.09.037.

Barnett-Johnson, R., Teel, D.J., and Casillas, E. 2010. Genetic and otolith isotopic markers identify salmon populations in the Columbia River at broad and fine geographic scales. Environmental Biology of Fishes 89(3): 533-546. doi:10.1007/s10641-010-9662-5.

Bath, G.E., Thorrold, S.R., Jones, C.M., Campana, S.E., McLaren, J.W., and Lam, J.W.H. 2000. Strontium and barium uptake in aragonitic otoliths of marine fish. Geochimica Et Cosmochimica Acta 64(10): 1705-1714. doi:10.1016/s0016-7037(99)00419-6.

Beacham, T.D., Gregory, R.S., and Brattey, J. 2000. Origins of two recruitment pulses of 0-group Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Bonavista Bay, Newfoundland during 1999, determined from genetic variation. Department of Fisheries and Oceans Canada, Ottawa.

Beger, M., Linke, S., Watts, M., Game, E., Treml, E., Ball, I., and Possingham, H.P. 2010. Incorporating asymmetric connectivity into spatial decision making for conservation: Asymmetric connectivity in conservation planning. Conservation Letters 3(5): 359-368. doi:10.1111/j.1755-263X.2010.00123.x.

Benestan, L., Quinn, B.K., Maaroufi, H., Laporte, M., Clark, F.K., Greenwood, S.J., Rochette, R., and Bernatchez, L. 2016. Seascape genomics provides evidence for thermal adaptation and current-mediated population structure in American lobster (*Homarus americanus*). Molecular Ecology 25(20): 5073-5092.

Bird, C.S., Verissimo, A., Magozzi, S., Abrantes, K.G., Aguilar, A., Al-Reasi, H., Barnett, A., Bethea, D.M., Biais, G., Borrell, A., Bouchoucha, M., Boyle, M., Brooks, E.J.B., J., and al., e. 2018. A global perspective on the trophic geography of sharks. Nature Ecology & Evolution 2: 299-305.

Botsford, L.W., Micheli, F., and Hastings, A. 2003. Principles for the design of marine reserves. Ecological Applications 13(sp1): 25-31. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0025:PFTDOM]2.0.CO;2.

Botsford, L.W., Brumbaugh, D.R., Grimes, C., Kellner, J.B., Largier, J.L., O'Farrell, M.R., Ralston, S., Soulanille, E., and Wespestad, V. 2009. Connectivity, sustainability, and yield: Bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. Rev Fish Biol Fisher 19(1): 69-95.

Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., and Fraser, S. 2000. Transport and development of eggs and larvae of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in relation to spawning time and location in coastal Newfoundland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57(9): 1761-1772.

Bradbury, I.R., Campana, S.E., and Bentzen, P. 2008. Estimating contemporary early life-history dispersal in an estuarine fish: integrating molecular and otolith elemental approaches. Molecular Ecology 17(6): 1438-1450. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.03694.x.

Bradbury, I.R., DiBacco, C., Thorrold, S.R., Snelgrove, P.V.R., and Campana, S.E. 2011. Resolving natal tags using otolith geochemistry in an estuarine fish, rainbow smelt *Osmerus mordax*. Marine Ecology Progress Series 433: 195-U576. doi:10.3354/meps09178.

Bradbury, I.R., Wringe, B.F., Watson, B., Paterson, I., Horne, J., Beiko, R., Lehnert, S.J., Clément, M., Anderson, E.C., and Jeffery, N.W. 2018. Genotyping-by-sequencing of genome-wide microsatellite loci reveals fine-scale harvest composition in a coastal Atlantic salmon fishery. Evolutionary Applications 11(6): 918-930.

Bradbury, I.R., Bowman, S., Borza, T., Snelgrove, P.V.R., Hutchings, J.A., Berg, P.R., Rodríguez-Ezpeleta, N., Lighten, J., Ruzzante, D.E., Taggart, C., and Bentzen, P. 2014. Long Distance Linkage Disequilibrium and Limited Hybridization Suggest Cryptic Speciation in Atlantic Cod. PLoS One 9(9): e106380. doi:10.1371/journal.pone.0106380.

British Columbia Marine Conservation Analysis (BCMCA) Project Team. 2011. Marine Atlas of Pacific Canada: a product of the British Columbia Marine Conservation Analysis.

Bunnefeld, N., Hoshino, E., and Milner-Gulland, E.J. 2011. Management strategy evaluation: A powerful tool for conservation? Trends Ecol Evol 26(9): 441-447.

Burt, J.M., Akins, P., Lathem, E., Beck, M., Salomon, A.K., and Ban, N.C. 2014. Marine protected area network design features that support resilient human-ocean systems - applications for British Columbia, Canada. Simon Fraser University, BC, Canada. pp. 159 pp.

Cabral, R.B., Gaines, S.D., Lim, M.T., Atrigenio, M.P., Mamauag, S.S., Pedemonte, G.C., and Aliño, P.M. 2016. Siting marine protected areas based on habitat quality and extent provides the greatest benefit to spatially structured metapopulations. Ecosphere 7(11): e01533-n/a. doi:10.1002/ecs2.1533.

Calabrese, J.M., and Fagan, W.F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. Frontiers in Ecology and the Environment 2(10): 529-536.

California Department of Fish and Game (CDFG). 2008. Master Plan for Marine Protected Areas, Revised Draft.

Campana, S.E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Marine Ecology Progress Series 188: 263-297. doi:10.3354/meps188263.

Canada – British Columbia Marine Protected Area Network Strategy. 2014.

Carlson, S.M., Cunningham, C.J., and Westley, P.A.H. 2014. Evolutionary rescue in a changing world. Trends in Ecology & Evolution 29(9): 521-530.

Carr, M.H., Robinson, S.P., Wahle, C., Davis, G., Kroll, S., Murray, S., Schumacker, E.J., and Williams, M. 2017. The central importance of ecological spatial connectivity to effective marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 27(S1): 6-29.

Cetina-Heredia, P., Roughan, M., van Sebille, E., Feng, M., and Coleman, M.A. 2015. Strengthened currents override the effect of warming on lobster larval dispersal and survival. Global Change Biology 21(12): 4377-4386.

Cheney, B., Corkrey, R., Durban, J.W., Grellier, K., Hammond, P.S., Islas-Villanueva, V., Janik, V.M., Lusseau, S.M., Parsons, K.M., Quick, N.J., Wilson, B., and Thompson, P.M. 2014. Long-term trends in the use of a protected ara by small cetaceans in relation to changes in population status. Global Ecology and Conservation 2: 118-128.

Cheung, W.W.L., Sarmiento, J.L., Dunne, J., Frolicher, T.L., Lam, V.W.Y., Palomares, M.L.D., Watson, R., and Pauly, D. 2013. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. Nature Climate Change 3: 254-258.

Choi, J.S., Vanderlaan, A.S.M., Lazin, G., McMahon, M., Zisserson, B., Cameron, B., et Munden, J. 2018. Cadre d'évaluation du banc de Sainte-Anne. Secr. can. de consult. scient. du MPO, Doc. de rech. 2018/066. vi + 68 p.

Chow, M., Gaskin, E., Walton, A., and Andrews, A. 2015. Hawaiian Islands Humpback Whale National Marine Sanctuary Draft Management Plan (Plan/Draft). *In* Environmental Impact statement. Technical Report.

Clarke Murray, C., Agbayani, S., Alidina, H.M., and Ban, N.C. 2015. Advancing marine cumulative effects mapping: An update in Canada's Pacific waters. Marine Policy 58: 71-77. doi:10.1016/j.marpol.2015.04.003.

Coleman, M.A., Cetina-Heredia, P., Roughan, M., Feng, M., van Sebille, E., and Kelaher, B.P. 2017. Anticipating changes to future connectivity within a network of marine protected areas. Global Change Biology 23(9): 3533-3542. doi:doi:10.1111/gcb.13634.

Convention on Biological Diversity (CBD). 2010. Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its tenth meeting.

Convention on Biological Diversity (CBD). 2011. Strategic plan for biodiversity 2011-2020. IUNEP/CBD/COP/10/INF/12/Rev.1.

Convention on Biological Diversity (CBD). 2018. Protected areas and other effective area-based conservation measures. CBD/SBSTTA/22/L.2.

Costello, M.J., and Connor, D.W. 2019. Connectivity Is Generally Not Important for Marine Reserve Planning. Trends in Ecology & Evolution 34(8): P686-688. doi:10.1016/j.tree.2019.04.015.

Cote, D., Nicolas, J.-M., Whoriskey, F., Cook, A.M., Broome, J., Regular, P.M., and Baker, D. 2018. Characterizing snow crab (*Chionoecetes opilio*) movements in the Sydney Bight (Nova Scotia, Canada): a collaborative approach using multiscale acoustic telemetry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76(2): 334-346. doi:10.1139/cjfas-2017-0472.

Côté, I.M., and Darling, E.S. 2010. Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. PLOS Biology 8(7): e1000438. doi:10.1371/journal.pbio.1000438.

Cowen, R.K., and Sponaugle, S. 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. Ann. Rev. Mar. Sci. 1: 443-466. doi:10.1146/annurev.marine.010908.163757.

Cronin, T.W., and Forward, R.B., Jr. 1979. Tidal vertical migration: an endogenous rhythm in estuarine crab larvae. Science 205(4410): 1020-1022. doi:10.1126/science.205.4410.1020.

Crooks, K.R., and Sanjayan, M. 2006. Connectivity conservation. Cambridge University Press.

D'Aloia, C., Bogdanowicz, S., Majoris, J., Harrison, R., and Buston, P. 2013. Self-recruitment in a C aribbean reef fish: a method for approximating dispersal kernels accounting for seascape. Molecular Ecology 22(9): 2563-2572.

D'Aloia, C.C., and Neubert, M.G. 2018. The formation of marine kin structure: effects of dispersal, larval cohesion, and variable reproductive success. Ecology 99(10): 2374-2384.

D'Aloia, C.C., Xuereb, A., Fortin, M.-J., Bogdanowicz, S., and Buston, P. 2018. Limited dispersal explains the spatial distribution of siblings in a reef fish population. Marine Ecology Progress Series 607: 143-154.

D'Aloia, C.C., Daigle, R.M., Côté, I.M., Curtis, J.M.R., Guichard, F., and Fortin, M.-J. 2017a. A multiple-species framework for integrating movement processes across life stages into the design of marine protected areas. Biol. Conserv. 216: 93-100. doi:10.1016/j.biocon.2017.10.012.

D'Aloia, C.C., Daigle, R.M., Côté, I.M., Curtis, J.M., Guichard, F., and Fortin, M.-J. 2017b. A multiple-species framework for integrating movement processes across life stages into the design of marine protected areas. Biological Conservation 216: 93-100.

D'Aloia, C.C., Naujokaitis-Lewis, I., Blackford, C., Chu, C., Curtis, J.M.R., Darling, E., Guichard, F., Leroux, S.J., Martensen, A.C., Rayfield, B., Sunday, J.M., Xuereb, A., and Fortin, M.-J. 2019. Coupled Networks of Permanent Protected Areas and Dynamic Conservation Areas for Biodiversity Conservation Under Climate Change. Frontiers in Ecology and Evolution 7(27). doi:10.3389/fevo.2019.00027.

D'Aloia, C.C., Bogdanowicz, S.M., Francis, R.K., Majoris, J.E., Harrison, R.G., and Buston, P.M. 2015. Patterns, causes, and consequences of marine larval dispersal. Proceedings of the National Academy of Sciences 112(45): 13940-13945.

D'Avignon, G., and Rose, G.A. 2013. Otolith elemental fingerprints distinguish Atlantic cod spawning areas in Newfoundland and Labrador. Fisheries Research 147(0): 1-9.

Daigle, R.M., and Metaxas, A. 2011. Vertical distribution of marine invertebrate larvae in response to thermal stratification in the laboratory. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 409(1): 89-98. doi:10.1016/j.jembe.2011.08.008.

Daigle, R.M., Chasse, J., and Metaxas, A. 2015. The relative effect of behaviour in larval dispersal in a low energy embayment. Progress in Oceanography 144: 93-117.

Daigle, R.M., Chassé, J., and Metaxas, A. 2016. The relative effect of behaviour in larval dispersal in a low energy embayment. Prog. Oceanogr. 144: 93-117. doi:10.1016/j.pocean.2016.04.001.

Daigle, R.M., Monaco, C.J., and Elgin, A.K. 2017. An adaptable toolkit to assess commercial fishery costs and benefits related to marine protected area network design. F1000Res. 4. doi:10.12688/f1000research.7312.2.

Daigle, R.M., Metaxas, A., Balbar, A., McGowan, J., Treml, E.A., Kuempel, C.D., Possingham, H.P., and Beger, M. 2018. Operationalizing ecological connectivity in spatial conservation planning with Marxan Connect. bioRxiv. doi:10.1101/315424.

Dambach, J., Raupach, M.J., Leese, F., Schwarzer, J., and Engler, J.O. 2016. Ocean currents determine functional connectivity in an Antarctic deep-sea shrimp. Marine Ecology 37(6): 1336-1344.

Department of Fish and Wildlife, M.R. 2017. North Coast Marine Protected Area Monitoring Plan.

Devillers, R., Pressey, R.L., Grech, A., Kittinger, J.N., Edgar, G.J., Ward, T., and Watson, R. 2015. Reinventing residual reserves in the sea: Are we favouring ease of establishment over need for protection? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 25: 480-504.

DiBacco, C., and Levin, L.A. 2000. Development and application of elemental fingerprinting to track the dispersal of marine invertebrate larvae. Limnology and Oceanography 45(4): 871-880.

Dickson, B.G., Albano, C.M., Anantharaman, R., Beier, P., Fargione, J., Graves, T.A., Gray, M.E., Hall, K.R., Lawler, J.J., and Leonard, P.B. 2019. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. Conservation Biology 33(2): 239-249.

Doerr, V.A.J., Barrett, T., and Doerr, E.D. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. Journal of Applied Ecology 48(1): 143-147. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01899.x.

Dorenbosch, M., Verberk, W., Nagelkerken, I., and Van der Velde, G. 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. Marine Ecology Progress Series 334: 103-116.

Dunham, A., Mossman, J., Archer, S., Davies, S., Pegg, J., et Archer, E. 2018. Récifs d'éponges siliceuses dans le Détroit de Georgie et la Baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/010. x + 233 p.

Evans, J.L., Pecket, F., and Howell, K.L. 2015. Combined application of biophysical habitat mapping and systematic conservation planning to assess efficiency and representativeness of the existing High Seas MPA network in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science 72(5): 1483-1497.

Fernandes, L., Green, A., Tanzer, J., White, A., Alino, P., Jompa, J., Lokani, P., Soemodinoto, A., Knight, M., Pomeroy, B., and Possingham, H.P. 2012. Biophysical principles for designing resilient networks of marine protected areas to integrate fisheries, biodiversity and climate change objectives in the Coral Triangle. The Nature Conservancy, Jakarta, Indonesia.

Field, S.A., O'Connor, P.J., Tyre, A.J., and Possingham, H. 2007. Making monitoring meaningful. Austral Ecology 32: 485-491.

Fischer, A., Bhakta, D., Macmillan-Lawler, M., and Harris, P. 2019. Existing global marine protected area network is not representative or comprehensive measured against seafloor geomorphic features and benthic habitats. Ocean & Coastal Management 167: 176-187.

Foley, M.M., Halpern, B.S., Micheli, F., Armsby, M.H., Caldwell, M.R., Crain, C.M., Prahler, E., Rohr, N., Sivas, D., and Beck, M.W. 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. Marine Policy 34(5): 955-966.

Foster, N.L., Rees, S., Langmead, O., Griffiths, C., Oates, J., and Attrill, M.J. 2017. Assessing the ecological conherence of a marine protected area network in the Celtic Seas. Ecosphere 8(2): e01688.

Frid, A., McGreer, M., Gale, K.S.P., Rubidge, E., Blaine, T., Reid, M., Olson, A., Hankewich, S., Mason, E., Rolston, D., and Tallio, E. 2018. The area-heterogeneity tradeoff applied to spatial protection of rockfish (*Sebastes* spp.) species richness. Conservation Letters 11: e12589.

Friesen, S.K., Martone, R.G., Rubidge, E., Baggio, J.A., and Ban, N.C. 2019. An approach to incorporating inferred connectivity of adult movement into marine protected area design with limited data. Ecological Applications 29(4): e01890.

Fuentes-Pardo, A.P., and Ruzzante, D.E. 2017. Whole-genome sequencing approaches for conservation biology: Advantages, limitations and practical recommendations. Molecular ecology 26(20): 5369-5406.

Fulton, E.A., Bax, N.J., Bustamante, R.H., Dambacher, J., Dichmont, C., Dunstan, P.K., Hayes, K.R., Hobday, A.J., Pitcher, R., Plagányi, É., Punt, A.E., Savina-Rolland, M., Smith, A.D.M., and Smith, D.C. 2015. Modelling marine protected areas: Insights and hurdles. Phil. Trans. R. Soc. B 370: 20140278.

Gagnaire, P.A., Broquet, T., Aurelle, D., Viard, F., Souissi, A., Bonhomme, F., Arnaud-Haond, S., and Bierne, N. 2015. Using neutral, selected, and hitchhiker loci to assess connectivity of marine populations in the genomic era. Evolutionary Applications 8(8): 769-786.

Gaines, S.D., White, C., Carr, M.H., and Palumbi, S.R. 2010. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. Proceedings of the National Academy of Sciences 107(43): 18286-18293. doi:10.1073/pnas.0906473107.

Gale, K.S.P., Frid, A., Lee, L., McCarthy, J.-B., Robb, C.K., Rubidge, E., Steele, J., et Curtis, J.M.R. 2019. Cadre d'identification des priorités en matière de conservation écologique pour la planification d'un réseau d'aires marines protégées et son application dans la biorégion du plateau nord. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/055. viii + 204 p.

Game, E.T., Watts, M.E., Wooldridge, S., and Possingham, H.P. 2008. Planning for persistence in marine reserves: A question of catastrophic importance. Ecological Applications 18(3): 670-680. doi:10.1890/07-1027.1.

Gao, Y., and Beamish, R.J. 2003. Stable isotopic composition of otoliths from tagged Pacific halibut, *Hippoglossus stenolepis*. Environmental Biology of Fishes 67(3): 253-261.

Gao, Y.W., and Beamish, R.J. 1999. Isotopic composition of otoliths as a chemical tracer in population identification of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56(11): 2062-2068. doi:10.1139/f99-145.

García Molinos, J., Halpern, Benjamin S., Schoeman, David S., Brown, Christopher J., Kiessling, W., Moore, Pippa J., Pandolfi, John M., Poloczanska, Elvira S., Richardson, Anthony J., and Burrows, Michael T. 2015. Climate velocity and the future global redistribution of marine biodiversity. Nature Climate Change 6: 83. doi:10.1038/nclimate2769.

Gatto, C.R., Rotger, A., Robinson, N.J., and Tomillo, P.S. 2018. A novel method for photo-identification of sea turtles using scale patterns on the front flippers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 506: 18-24.

George, J.C.C., Zeth, J., Suydam, R., and Clark, C. 2004. Abundance and population trend (1978-2001) of Western Arctic bowhead whales survyed near Barrow, Alaska. Marine Mammal Science 20(4): 755-773.

Gillanders, B.M. 2005. Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. Estuarine Coastal and Shelf Science 64(1): 47-57. doi:10.1016/j.ecss.2005.02.005.

Gormley, A.M., Slooten, E., Dawson, S., Barker, R.J., Rayment, W., du Fresne, S., and Bräger, S. 2012. First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. Journal of Applied Ecology 49: 474-480.

Gormley, K.S.G., Porter, J.S., Bell, M.C., Hull, A.D., and Sanderson, W.G. 2013. Predictive habitat modelling as a tool to assess teh change in distribution and extent of an OSPAR priority habitat in an increased ocean temperature scenario: Consequences for marine protected area networks and management. PloS One 8(7): e68263.

Government of Canada. 2011. National Framework for Canada's Network of Marine Protected Areas. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. 31 p.

Green, B.C., Smith, D.J., Grey, J., and Underwood, G.J.C. 2012. High site fidelity and low site connectivity in temperate salt marsh fish populations: A stable isotope approach. Oecologia 168(1): 245-255.

Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., McDaniels, T., and Ohlson, D. 2012. Structured decision making: A practical guide to environmental management choices. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Grorud-Colvert, K., Claudet, J., Carr, M.H., Caselle, J.E., Day, J., Friedlander, A.M., Lester, S.E., Lison de Loma, T., Tissot, B.N., and Malone, D. 2011. Networks - The assessment of marine reserve networks: Guidelines for ecological evaluation. *In* Marine Protected Areas - a multidiscplinary approach. *Edited by* J. Claudet. Cambridge University Press, Cambridge, UK. p. 376 pp.

Grorud-Colvert, K., Claudet, J., Tissot, B.N., Caselle, J.E., Carr, M.H., Day, J.C., Friedlander, A.M., Lester, S.E., de Loma, T.L., Malone, D., and Walsh, W.J. 2014. Marine protected area networks: assessing whether the whole is greater than the sum of its parts. PLoS One 9(8): e102298. doi:10.1371/journal.pone.0102298.

Haggarty, D. 2015. An evaluation of the effectiveness of rockfish conservation areas in British Columbia, Canada. Department of Zoology, University of British Columbia, Vancouver, BC.

Haggarty, D., and Yamanaka, L. 2018. Evaluating Rockfish Conservation Areas in southern British Columbia, Canada using a Random Forest model of rocky reef habitat. Estuarine, Coastal and Shelf Science 208: 191-204.

Hamilton, S.L., Caselle, J.E., Malone, D.P., and Carr, M.H. 2010. Incorporating biogeography into evaluations of the Channel Islands marine reserve network. PNAS 107(43): 18272-18277.

Hammond, P.S., Mizroch, S.A., and Donovan, G.P. 1990. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Report of the International Whaling Commission, Cambridge.

Hanski, I. 1982. Dynamics of Regional Distribution: The Core and Satellite Species Hypothesis. Oikos 38(2): 210-221. doi:10.2307/3544021.

Harley, C.D., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., and Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters 9(2): 228-241. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x.

Hastie, G.D., Barton, T.R., Grellier, K., Hammond, P.S., Swift, R.J., Thompson, P.M., and Wilson, B. 2003. Distribution of small cetaceans within a candidate Special Area of Conservation; implications for management. Journal of Cetacean Research and Management 5(3): 261-266.

Hesslein, R.J., Capel, M.J., Fox, D.E., and Hallard, K.A. 1991. Stable isotopes of sulfur, carbon, and nitrogen as indicators of trophic level and fish migration in the lower Mackenzie River Basin, Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48(11): 2258-2265.

Hodgson, J.A., Thomas, C.D., Wintle, B.A., and Moilanen, A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. Journal of Applied Ecology 46(5): 964-969.

Hoie, H., Otterlei, E., and Folkvord, A. 2004. Temperature-dependent fractionation of stable oxygen isotopes in otoliths of juvenile cod (*Gadus morhua* L.). ICES Journal of Marine Science 61(2): 243-251. doi:10.1016/j.icesjms.2003.11.006.

House, C., Redmond, D., and Phillips, M.R. 2017. An assessment of the efficiency and ecological representativity of existing marine resere networks in Wales, UK. Ocean & Coastal Management 149: 217-230.

IPCC (ed). 2007. Climate Change 2007: Impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press.

IPCC. 2018. Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.

IUCN-WCPA. 2008. Establishing marine protected area networks - making it happen. IUCN World Commission on Protected Areas, National Oceanic and Atmospheric Administration and The Nature Conservancy. Washington, DC. 118 p.

Iverson, S.J., Fisk, A.T., Hinch, S.G., Mills Flemming, J., Cooke, S.J., and Whoriskey, F.G. 2019. The Ocean Tracking Network: Advancing frontiers in aquatic science and management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76(7): 1041-1051. doi:10.1139/cjfas-2018-0481.

Jantke, K., Kuempel, C.D., McGowan, J., Chauvenet, A.L.M., and Possingham, H.P. 2018. Metrics for evaluating representation target achievement in protected area networks. Diversity and Distributions 25: 170-175.

Jeffery, N., DiBacco, C., Wringe, B., Stanley, R., Hamilton, L., Ravindran, P., and Bradbury, I. 2017. Genomic evidence of hybridization between two independent invasions of European green crab (*Carcinus maenas*) in the Northwest Atlantic. Heredity 119(3): 154.

Jeffery, N.W., Bradbury, I.R., Stanley, R.R.E., Wringe, B.F., Van Wyngaarden, M., Lowen, J.B., McKenzie, C.H., Matheson, K., Sargent, P.S., and DiBacco, C. 2018. Genomewide evidence of environmentally mediated secondary contact of European green crab (*Carcinus maenas*) lineages in eastern North America. Evolutionary Applications 11(6): 869-882. doi:doi:10.1111/eva.12601.

Jones, G.P., Almany, G.R., Russ, G.R., Sale, P.F., Steneck, R.S., van Oppen, M.J.H., and Willis, B.L. 2009. Larval retention and connectivity among populations of corals and reef fishes: history, advances and challenges. Coral Reefs 28(2): 307-325. doi:10.1007/s00338-009-0469-9.

Kenchington, E., Callery, O., Davidson, F., Grehan, A., Morato, T., Appiott, J., Davis, A., Dunstan, P., Du Preez, C., Finney, J., Gonzalez-Irusta, J.M., Howell, K.L., Knudby, A., Lacharité, M., Lee, J., Murillo, F.J., Beazley, K., Roberts, J.M., Roberts, M., Rooper, C., Rowden, A., Rubidge, E.M., Stanley, R.R.E., Stirling, D., Tanaka, K.R., Vanhatalo, J., Weigel, B., Wooley, S., and Yesson, C. 2019. Use of Species Distribution Modeling in the Deep Sea. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3296: 86 pp.

Kenchington, T.J. 2013. A monitoring framework for the St. Anns Bank Area of Interest. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/117: vi + 77 p.

Kerr, Q., Fuentes-Pardo, A.P., Kho, J., McDermid, J.L., and Ruzzante, D.E. 2019. Temporal stability and assignment power of adaptively divergent genomic regions between herring (*Clupea harengus*) seasonal spawning aggregations. Ecology and evolution 9(1): 500-510.

Kess, T., Bentzen, P., Lehnert, S.J., Sylvester, E.V., Lien, S., Kent, M.P., Sinclair-Waters, M., Morris, C.J., Regular, P., and Fairweather, R. 2019. A migration-associated supergene reveals loss of biocomplexity in Atlantic cod. Science Advances 5(6): eaav2461.

Kininmonth, S., Weeks, R., Abesamis, R.A., Bernardo, L.P.C., Beger, M., Treml, E.A., Williamson, D., and Pressey, R.L. 2019. Strategies in scheduling marine protected area establishment in a network system. Ecological Applications 29(1): e01820. doi:10.1002/eap.1820.

Kinlan, B.P., and Gaines, S.D. 2003. Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: A community perspective. Ecology 84(8): 2007-2020. doi:10.1890/01-0622.

Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R., Hendriks, I.E., Ramajo, L., Singh, G.S., Duarte, C.M., and Gattuso, J.-P. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. Global Change Biology 19(6): 1884-1896. doi:10.1111/gcb.12179.

Kronlund, A.R., Holt, K.R., Cleary, J.S., and Shelton, P.A. 2014. Current approaches for the provision of scientific advice on the Precautionary Approach for Canadian fish stocks: Section 8 - Management Strategy Evaluation. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/081: v + 26 p.

Krueck, N.C., Ahmadia, G.N., Green, A., Jones, G.P., Possingham, H.P., Riginos, C., Treml, E.A., and Mumby, P.J. 2017. Incorporating larval dispersal into MPA design for both conservation and fisheries. Ecological Applications 27(3): 925-941. doi:10.1002/eap.1495.

Laurel, B.J., and Bradbury, I.R. 2006. "Big" concerns with high latitude marine protected areas (MPAs): Trends in connectivity and MPA size. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63(12): 2603-2607.

Le Port, A., Montgomery, J., Smith, A., Croucher, A., McLeod, I., and Lavery, S. 2017. Temperate marine protected area provides recruitment subsidies to local fisheries. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284(1865): 20171300.

Lehnert, S., Kess, T., Bentzen, P., Kent, M., Lien, S., Gilbey, J., Clément, M., Jeffery, N., Waples, R., and Bradbury, I. 2019. Genomic signatures and correlates of widespread population declines in salmon. Nature communications 10: 2996.

Lehnert, S.J., DiBacco, C., Van Wyngaarden, M., Jeffery, N.W., Lowen, J., Sylvester, E.V., Wringe, B.F., Stanley, R.R., Hamilton, L.C., and Bradbury, I.R. 2018. Fine-scale temperature-associated genetic structure between inshore and offshore populations of sea scallop (*Placopecten magellanicus*). Heredity 122(1): 69-80.

Lett, C., Ayata, S.-D., Huret, M., and Irisson, J.-O. 2010. Biophysical modelling to investigate the effects of climate change on marine population dispersal and connectivity. Progress in Oceanography 87(1-4): 106-113.

Lewison, R.L., Hobday, A.J., Maxwell, S., Hazen, E., Hartog, J.R., Dunn, D.C., Briscoe, D., Fossette, S., O'Keefe, C.E., Barnes, M., Abecassis, M., Bograd, S., Bethoney, N.D., Bailey, H., Wiley, D., Andrews, S., Hazen, L., and Crowder, L.B. 2015. Dynamic Ocean Management: Identifying the Critical Ingredients of Dynamic Approaches to Ocean Resource Management. Bioscience 65(5): 486-498. doi:10.1093/biosci/biv018.

Lilley, R.J., and Unsworth, R.K.F. 2014. Atlantic cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. Global Ecology and Conservation 2(C): 367-377.

Lloyd, M.J., Metaxas, A., and deYoung, B. 2012. Physical and biological factors affect the vertical distribution of larvae of benthic gastropods in a shallow embayment. Marine Ecology Progress Series 464: 135-151. doi:10.3354/meps09872.

Lowen, B., Hart, D.R., Stanley, R.R.E., Lehnert, S.J., Bradbury, I.R., and DiBacco, C. 2019. Assessing effects of genetic, environmental, and biotic gradients in species distribution modelling. ICES Journal of Marine Science *76*(6): 1762-1775.

Lyons, J.E., Runge, M.C., Laskowski, H.P., and Kendall, W.L. 2008. Monitoring in the context of structured decision-making and adapative management. The Journal of Wildlife Management 72(8): 1683-1692.

MacArthur, R.H., and Wilson, E.O. 2001. The theory of island biogeography. Princeton University Press.

Mach, M.E., Wedding, L.M., Reiter, S.M., Micheli, F., Fujita, R.M., and Martone, R.G. 2017. Assessment and management of cumulative impacts in California's network of marine protected areas. Ocean & Coastal Management 137: 1-11.

Magris, R.A., Pressey, R.L., Weeks, R., and Ban, N.C. 2014. Integrating connectivity and climate change into marine conservation planning. Biological Conservation 170: 207-221.

Magris, R.A., Treml, E.A., Pressey, R.L., and Weeks, R. 2016. Integrating multiple species connectivity and habitat quality into conservation planning for coral reefs. Ecography 39(7): 649-664. doi:10.1111/ecog.01507.

Margules, C.R., and Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. Nature 405(6783): 243-253.

Martin, J., Runge, M.C., Nichols, J.D., Lubow, B.C., and Kendall, W.L. 2009. Structured decision making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management. Ecological Applications 19(5): 1079-1090.

Martone, R.G., Oldford, G., McDougall, C., Cristiani, J., Chow, A., Robb, C.K., Rubidge, E., Gale, K.S.P., Chaves, L., Damkjar, E., Mahaux, P., and Ban, S. 2018. Assessing the contribution of established protected areas towards meeting MPA network objectives in the Northern Shelf Bioregion. *In* State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2017. *Edited by* P.C. Chandler and S.A. King and J. Boldt. pp. 230-235. .

Maxwell, S.M., Hazen, E.L., Bograd, S.J., Halpern, B.S., Breed, G.A., Nickel, B., Teutschel, N.M., Crowder, L.B., Benson, S., Dutton, P.H., Bailey, H., Kappes, M.A., Kuhn, C.E., Weise, M.J., Mate, B., Shaffer, S.A., Hassrick, J.L., Henry, R.W., Irvine, L., McDonald, B.I., Robinson, P.W., Block, B.A., and Costa, D.P. 2013. Cumulative human impacts on marine predators. Nature Communications 4: 2688. doi:10.1038/ncomms3688.

McCoy, E., Burce, R., David, D., Aca, E.Q., Jardy, J., Labaja, J., Snow, S.J., Ponzo, A., and Araujo, G. 2018. Long-term photo-identification reveals the popultaion dynamics and strong site fidelity of adult whale sharks to the coastal waters of Donsol, Philippines. Frontiers in Marine Science 5: 271.

McLeod, E., Salm, R., Green, A., and Almany, J. 2009. Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. Frontiers in Ecology and the Environment 7(7): 362-370. doi:10.1890/070211.

Metaxas, A., and Saunders, M. 2009. Quantifying the “Bio-” Components in Biophysical Models of Larval Transport in Marine Benthic Invertebrates: Advances and Pitfalls. The Biological Bulletin 216(3): 257-272. doi:10.1086/BBLv216n3p257.

Morris, C.J., and Green, J.M. 2014. MPA regulations should incorporate adaptive management: The case of Gilbert Bay Labrador Atlantic cod (*Gadus morhua*). Marine Policy 49(20-28).

MPO. 2010. Lignes directrices scientifiques pour l’élaboration des réseaux d’aires marines protégées (AMP). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/061.

MPO. 2011. Évaluation de la stratégie de gestion de la goberge de la composante Ouest (4Xopqrs5). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/054.

MPO, 2013a. Orientation sur la formulation des objectifs de conservation et la définition d'indicateurs et de protocoles et de stratégies de suivi pour les réseaux biorégionaux d'aires marines protégées. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/081.

MPO, 2013b. Lignes directrices scientifiques sur la manière d'assurer la représentativité dans la conception des réseaux d'aires marines protégées. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/083.

MPO. 2013c. Protocoles et stratégies de surveillance pour les indicateurs sélectionnés dans la zone de protection marine (ZPM) Tarium Niryutait. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/061.

MPO. 2015a. Unités écologiques et aires de conservation prioritaires potentielles dans la biorégion de l'ouest de l'Arctique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/021.

MPO. 2015b. Indicateurs, protocoles et stratégies de surveillance de l'aire marine protégée (AMP) proposée pour le chenal Laurentien. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/049.

MPO. 2016. Directives sur l'identification d'« autres mesures de conservation effectives par zone » dans les eaux côtières et marines du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/002.

MPO. 2017a. Cadre d'identification des priorités en matière de conservation écologique pour la planification d'un réseau d'aires marines protégées et son application dans la biorégion du plateau nord. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/019. (Errata : Octobre 2018)

MPO. 2017b. Lignes directrices scientifiques sur les stratégies de conception d'un réseau d'aires marines protégées dans la biorégion des plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2017/046.

MPO. 2017c. Adaptation des protocoles et des stratégies de surveillance pour la zone de protection marine de la baie Gilbert. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/021.

MPO. 2018a. Stratégies pour la conception d'un réseau d'aires marines protégées dans la biorégion du plateau néo-écossais. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/006.

MPO. 2018b. Évaluation des stratégies de gestion du sébaste des unités 1 et 2. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/033.

MPO. 2019. Stratégies de conception du réseau de zones de protection marine de la biorégion de la plate-forme Nord. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/026.

Mumby, P.J., Elliott, I.A., Eakin, C.M., Skirving, W., Paris, C.B., Edwards, H.J., Enriquez, S., Iglesias-Prieto, R., Cherubin, L.M., and Stevens, J.R. 2011. Reserve design for uncertain responses of coral reefs to climate change. Ecology Letters 14(2): 132-140. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01562.x.

Munguía-Vega, A., Sáenz-Arroyo, A., Greenley, A.P., Espinoza-Montes, J.A., Palumbi, S.R., Rossetto, M., and Micheli, F. 2015. Marine reserves help preserve genetic diversity after impacts derived from climate variability: Lessons from the pink abalone in Baja California. Global Ecology and Conservation 4: 264-276.

Nagelkerken, I., Bothwell, J., Nemeth, R., Pitt, J., and Van der Velde, G. 2008. Interlinkage between Caribbean coral reefs and seagrass beds through feeding migrations by grunts (Haemulidae) depends on habitat accessibility. Marine Ecology Progress Series 368: 155-164.

Nijland, W., Reshitnyk, L., and Rubidge, E. 2019. Satellite remote sensing of canopy-forming kelp on a complex coastline: A novel procedure using the Landsat image archive. Remote Sensing of the Environment 220: 41-50.

O'Brien, K., and Whitehead, H. 2013. Population analysis of Endangered northern bottlenose whales on the Scotian Shelf seven years after the establishment of a Marine Protected Area. Endangered Species Research 21(3): 273-284.

O'Connor, M.I., Bruno, J.F., Gaines, S.D., Halpern, B.S., Lester, S.E., Kinlan, B.P., and Weiss, J.M. 2007. Temperature control of larval dispersal and the implications for marine ecology, evolution, and conservation. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 104(4): 1266-1271. doi:10.1073/pnas.0603422104.

Olds, A.D., Connolly, R.M., Pitt, K.A., and Maxwell, P.S. 2012. Habitat connectivity improves reserve performance. Conservation Letters 5(1): 56-63. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00204.x.

Pelc, R.A., Warner, R.R., Gaines, S.D., and Paris, C.B. 2010. Detecting larval export from marine reserves. Proceedings of the National Academy of Sciences 107(43): 18266-18271. doi:10.1073/pnas.0907368107.

Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., and Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science 308(5730): 1912-1915. doi:10.1126/science.1111322.

Petitgas, P., Rijnsdorp, A.D., Dickey-Collas, M., Engelhard, G.H., Peck, M.A., Pinnegar, J.K., Drinkwater, K., Huret, M., and Nash, R.D.M. 2013. Impacts of climate change on the complex life cycles of fish. Fisheries Oceanography 22(2): 121-139. doi:10.1111/fog.12010.

Pineda, J., Hare, J.A., and Sponaugle, S.U. 2007. Larval Transport and Dispersal in the Coastal Ocean and Consequences for Population Connectivity. Oceanography 20(3): 22-39.

Pittman, S.J., Caldow, C., Hile, S.D., and Monaco, M.E. 2007. Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. Marine Ecology Progress Series 348: 273-284.

Pörtner, H.-O., Karl, D.M., Boyd, P.W., Cheung, W.W.L., Lluch-Cota, S.E., Nojiri, Y., Schmidt, D.N., and Zavialov, P.O. 2014. Ocean systems. *In* Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Edited by* C.B. Field and V.R. Barros and D.J. Dokken and K.J. Mach and M.D. Mastrandrea and T.E. Bilir and M. Chatterjee and K.L. Ebi and Y.O. Estrada and R.C. Genova and B. Girma and E.S. Kissel and A.N. Levy and S. MacCracken and P.R. Mastrandrea and L.L. White. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 411-484.

Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., and Wilson, K.A. 2007. Conservation planning in a changing world. Trends in Ecology & Evolution 22(11): 583-592.

Quinn, B.K., Rochette, R., Ouellet, P., and Sainte-Marie, B. 2013. Effect of temperature on development rate of larvae from cold-water American lobster (*Homarus americanus*). Journal of Crustacean Biology 33(4): 527-536.

Rassweiler, A., Costello, C., Hilborn, R., and Siegel, D.A. 2014. Integrating scientific guidance into marine spatial planning. Proceedings of the Royal Society B 281: 20132252.

Razgour, O., Forester, B., Taggart, J.B., Bekaert, M., Juste, J., Ibáñez, C., Puechmaille, S.J., Novella-Fernandez, R., Alberdi, A., and Manel, S. 2019. Considering adaptive genetic variation in climate change vulnerability assessment reduces species range loss projections. Proceedings of the National Academy of Sciences 116(21): 10418-10423. doi:10.1073/pnas.1820663116.

Record, N., Runge, J.A., Pendleton, D., Balch, W., Davies, K.F., Pershing, A., Johnson, C.J., Stamieszkin, K., Ji, R., and Feng, Z. 2019. Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. Oceanography 32(2): 162-169.

Riggio, J., and Caro, T. 2017. Structural connectivity at a national scale: Wildlife corridors in Tanzania. PLoS One 12(11): e0187407. doi:10.1371/journal.pone.0187407.

Rilov, G., Mazaris, A.D., Stelzemüller, V., Helmuth, B., Wahl, M., Guy-Haim, T., Mieszkowska, N., Ledoux, J.-B., and Katsanevakis, S. 2019. Adaptive marine conservation planning in the face of climate change: What can we learn from physiological, ecological and genetic studies? Global Ecology and Conservation 17: e00566.

Roberts, C.M., Hawkins, J.P., Fletcher, J., Hands, S., Raab, K., and Ward, S. 2010. Guidance on the size and spacing of marine protected areas in England. Environment Department, University of York, York.

Roff, J.C. 2014. Networks of marine protected areas - the demonstrability dilemma. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24(1): 1-4.

Rubidge, E., Gale, K.S.P., Curtis, J.M.R., McClelland, E., Feyrer, L., Bodtker, K., and Robb, C. 2016. Methodology of the Pacific Marine Ecological Classification System and its application to the Northern and Southern Shelf Bioregions. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/035: xi + 124 p.

Runge, J.A., Kovach, A.I., Churchill, J.H., Kerr, L.A., Morrison, J.R., Beardsley, R.C., Berlinsky, D.L., Chen, C., Cadrin, S.X., Davis, C.S., Ford, K.H., Grabowski, J.H., Howell, W.H., Ji, R., Jones, R.J., Pershing, A.J., Record, N.R., Thomas, A.C., Sherwood, G.D., Tallack, S.M.L., and Townsend, D.W. 2010. Understanding climate impacts on recruitment and spatial dynamics of Atlantic cod in the Gulf of Maine: Integration of observations and modeling. Prog. Oceanogr. 87(1): 251-263. doi:10.1016/j.pocean.2010.09.016.

Ryan, M.R., Killen, S.S., Gregory, R.S., and Snelgrove, P.V.R. 2012. Predators and distance between habitat patches modify gap crossing behaviour of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*, L. 1758). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 422: 81-87. doi:10.1016/j.jembe.2012.04.017.

Saarman, E., Gleason, M., Ugoretz, J., Airamé, S., Carr, M., Fox, E., Frimodig, A., Mason, T., and Vasques, J. 2013. The role of science in supporting marine protected area network planning and design in California. Ocean & Coastal Management 74: 45-56.

Saenz-Agudelo, P., Dibattista, J.D., Platek, M.J., Gaither, M.R., Harrison, H.B., Nanninga, G.B., and Berumen, M.L. 2015. Seascape genetics along environmental gradients in the Arabian Peninsula: Insights from ddRAD sequencing of anemonefishes. Molecular Ecology 24(24): 6241-6255.

Saura, S., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., and Dubois, G. 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? Ecological Indicators 76: 144-158. doi:10.1016/j.ecolind.2016.12.047.

Sawaya, N.A., Djurhuus, A., Closek, C.J., Hepner, M., Olesin, E., Visser, L., Kelble, C., Hubbard, K., and Breitbart, M. 2019. Assessing eukaryotic biodiversity in the Florida Keys National Marine Sanctuary through environmental DNA metabarcoding. Ecology and Evolution 9(3): 1029-1040.

Schroeder, S.B., Dupont, C., Boyer, L., Juanes, F., and Costa, M. 2019. Passive remote sensing technology for mapping bull kelp (*Nereocystis luetkeana*): A review of techniques and regional case study. Global Ecology and Conservation 19: e00683.

Selkoe, K., and Toonen, R.J. 2011. Marine connectivity: a new look at pelagic larval duration and genetic metrics of dispersal. Marine Ecology Progress Series 436: 291-305.

Selkoe, K.A., Aloia, C.C., Crandall, E.D., Iacchei, M., Liggins, L., Puritz, J.B., von der Heyden, S., and Toonen, R.J. 2016. A decade of seascape genetics: contributions to basic and applied marine connectivity. Marine Ecology Progress Series 554: 1-19.

Shah, V.B., and McRae, B. 2008. Circuitscape, a tool for landscape ecology. SciPy Conference California: 62-66.

Shanks, A.L. 2009. Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. The Biological Bulletin 216(3): 373-385. doi:10.1086/bblv216n3p373.

Shanks, A.L., Grantham, B.A., and Carr, M.H. 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. Ecological Applications 13(sp1): 159-169. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0159:pddats]2.0.co;2.

Silva, M.A., Borrell, A., Prieto, R., Gauffier, P., Bérubé, M., Palsbøl, P.J., and Colaço, A. 2019. Stable isotopes reveal winter feeding in different habitats in blue, fin and sei whales migrating through the Azores. Royal Society Open Science 6(8): 181800.

Simard, Y., Roy, N., Giard, S., and Aulanier, F. 2019. North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics. Endangered Species Research 40: 271-284.

Sinclair-Waters, M., Bentzen, P., Morris, C.J., Ruzzante, D.E., Kent, M.P., Lien, S., and Bradbury, I.R. 2018. Genomic tools for management and conservation of Atlantic cod in a coastal marine protected area. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75(11): 1915-1925.

Smith, J., and Metaxas, A. 2018. A decision tree that can address connectivity in the design of Marine Protected Area Networks (MPAn). Marine Policy 88: 269-278.

Smith, S.J., and Campana, S.E. 2010. Integrated stock mixture analysis for continous and categorical data, with application to genetic-otolith combinations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67(10): 1533-1548. doi:10.1139/f10-078.

Sorochan, K.A., Plourde, S., Morse, R., Pepin, P., Runge, J., Thompson, C., and Johnson, C.L. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (II) interannual variations in biomass of Calanus spp. on western North Atlantic shelves. Journal of Plankton Research 41(5): 687-708.

Soykan, C.U., and Lewison, R.L. 2015. Using community-led metrics to monitor the effects of marine protected areas on biodiversity. Conservation Biology 29(3): 775-783.

Stanley, R.R.E., de Young, B., Snelgrove, P.V.R., and Gregory, R.S. 2013. Factors regulating early life history dispersal of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from coastal Newfoundland. PloS One 8(9): e75889.

Stanley, R.R.E., Bradbury, I.R., DiBacco, C., Snelgrove, P.V.R., Thorrold, S.R., and Killen, S.S. 2015a. Environmentally mediated trends in otolith composition of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). ICES Journal of Marine Science 72(8): 2350-2363. doi:10.1093/icesjms/fsv070.

Stanley, R.R.E., Belley, R., Snelgrove, P.V.R., Morris, C.J., Pepin, P., and Metaxas, A. 2015b. A critical review of monitoring needs and strategies for marine protected areas and areas of interest in Newfoundland and Labrador. Ecosystems Management Publication Series, Newfoundland and Labrador Region 001: 192 p.

Stanley, R.R.E., Bradbury, I.R., DiBacco, C., Thorrold, S.R., Snelgrove, P.V.R., Morris, C.J., Gregory, R.S., and Campana, S. 2016. Spatial variation in otolith geochemistry of juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua*, in coastal Newfoundland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.

Stanley, R.R.E., DiBacco, C., Lowen, B., Beiko, R.G., Jeffery, N.W., Van Wyngaarden, M., Bentzen, P., Brickman, D., Benestan, L., Bernatchez, L., Johnson, C., Snelgrove, P.V.R., Wang, Z., Wringe, B.F., and Bradbury, I.R. 2018. A climate-associated multispecies cryptic cline in the northwest Atlantic. Science Advances 4(3). doi:10.1126/sciadv.aaq0929.

Staveley, T.A.B., Perry, D., Lindborg, R., and Gullström, M. 2017. Seascape structure and complexity influence temperate seagrass fish assemblage composition. Ecography 40(8): 936-946. doi:10.1111/ecog.02745.

Stortini, C.H., Shackell, N.L., Tyedmers, P., and Beazley, K. 2015. Assessing marine species vulnerability to projected warming on the Scotian Shelf, Canada. ICES Journal of Marine Science 72(6): 1731-1743.

Strong, A.L., Kroeker, K.J., Teneva, L.T., Mease, L.A., and Kelly, R.P. 2014. Ocean Acidification 2.0: Managing our Changing Coastal Ocean Chemistry. BioScience 64(7): 581-592. doi:10.1093/biosci/biu072.

Sunday, J.M., Calosi, P., Dupont, S., Munday, P.L., Stillman, J.H., and Reusch, T.B.H. 2014. Evolution in an acidifying ocean. Trends in Ecology & Evolution 29(2): 117-125.

Sylvester, E.V., Beiko, R.G., Bentzen, P., Paterson, I., Horne, J.B., Watson, B., Lehnert, S., Duffy, S., Clément, M., and Robertson, M.J. 2018. Environmental extremes drive population structure at the northern range limit of Atlantic salmon in North America. Molecular Ecology 27(20): 4026-4040.

Thorrold, S.R., Latkoczy, C., Swart, P.K., and Jones, C.M. 2001. Natal homing in a marine fish metapopulation. Science 291(5502): 297-299. doi:10.1126/science.291.5502.297.

Tittensor, D.P., Berger, M., Boerder, K., Boyce, D.G., Cavanagh, R., Cosandey-Godin, A., Ortuño Crespo, G., Dunn, D., Ghiffary, W., Grant, S.M., Hannah, L., Halpin, P.N., Harfoot, M., Heaslip, S.G., Jeffery, N.W., Kingston, N., Lotze, H.K., McLoed, E., McGowan, J., McOwen, C., O'Leary, B.C., Schiller, L., Stanley, R.R.E., Westhead, M.C., Wilson, K., and Worm, B. 2019. Integrating climate adaptation and conservation of biodiversity in the global ocean. Science Advances 5(11): eaay9969.

Truelove, N.K., Kough, A.S., Behringer, D.C., Paris, C.B., Box, S.J., Preziosi, R.F., and Butler, M.J. 2017. Biophysical connectivity explains population genetic structure in a highly dispersive marine species. Coral Reefs 36(1): 233-244.

Tulloch, V.J.D., Tulloch, A.I.T., Visconti, P., Halpern, B.S., Watson, J.E.M., Evans, M.C., Auerbach, N.A., Barnes, M., Beger, M., Chadès, I., Giakoumi, S., McDonald-Madden, E., Murray, N.J., Ringma, J., and Possingham, H.P. 2015. Why do we map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions. Frontiers in Ecology and the Environment 13(2): 91-99.

Urian, K., Gorgone, A., Read, A., Balmer, B., Wells, R.S., Berggren, P., Durban, J., Eguchi, T., Rayment, W., and Hammond, P.S. 2015. Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. Marine Mammal Science 31: 298-321. doi:10.1111/mms.12141.

Van Wyngaarden, M., Snelgrove, P.V., DiBacco, C., Hamilton, L.C., Rodríguez-Ezpeleta, N., Jeffery, N.W., Stanley, R.R., and Bradbury, I.R. 2017a. Identifying patterns of dispersal, connectivity and selection in the sea scallop, *Placopecten magellanicus*, using RAD seq-derived SNP s. Evolutionary Applications 10(1): 102-117.

Van Wyngaarden, M., Snelgrove, P.V.R., DiBacco, C., Hamilton, L.C., Rodríguez-Ezpeleta, N., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., and Bradbury, I.R. 2017b. Identifying patterns of dispersal, connectivity and selection in the sea scallop, Placopecten magellanicus, using RADseq-derived SNPs. Evolutionary Applications 10(1): 102-117. doi:10.1111/eva.12432.

Virtanen, E.A., Viitasalo, M., Lappalainen, J., and Moilanen, A. 2018. Evaluation, gap analysis, and the potential expansion of the Finnish marine protected area network. Frontiers in Marine Science 5: 402.

Wang, Z., Lu, Y.Y., Greenan, B., Brickman, D., and DeTracey, D. 2018. BNAM: An eddy-resolving North Atlantic Ocean model to support ocean monitoring. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences 327: 25.

White, J.W., Schroeger, J., Drake, P.T., and Edwards, C.A. 2014. The Value of Larval Connectivity Information in the Static Optimization of Marine Reserve Design: Connectivity in marine reserve optimization. Conservation Letters 7(6): 533-544. doi:10.1111/conl.12097.

Whitehead, H., Gowans, S., Faucher, A., and Mccarrey, S.W. 1997. Population analysis of northern bottlenose whales in the Gully, Nova Scotia. Marine Mammal Science 13(2): 173-185.

Whitney, C., and Conger, T. 2019. Northern Shelf Bioregion climate change assessment: Projected climate changes, sectoral impacts, and recommendations for adaptation strategies across the Canadian North Pacific coast. MarXiv.

Wiens, J.J., and Graham, C.H. 2005. Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36(1): 519-539. doi:10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431.

Wimmer, T., and Whitehead, H. 2004. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. Canadian Journal of Zoology 82(11): 1782-1794.

Woodroffe, R., and Ginsberg, J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science 280(5372): 2126-2128. doi:10.1126/science.280.5372.2126.

Worboys, G.L. 2010. The connectivity conservation imperative. *In* Connectivity Conservation Management. Routledge. pp. 33-51.

Wringe, B., Anderson, E.C., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., and Bradbury, I.R. 2018. Development and evaluation of SNP panels for the detection of hybridization between wild and escaped Atlantic salmon (*Salmon salar*) in the western Atlantic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76(5): 695-704.

Xuereb, A., Benestan, L., Normandeau, É., Daigle, R.M., Curtis, J.M.R., Bernatchez, L., and Fortin, M.-J. 2018. Asymmetric oceanographic processes mediate connectivity and population genetic structure, as revealed by RADseq, in a highly dispersive marine invertebrate (*Parastichopus californicus*). Molecular Ecology 27(10): 2347-2364. doi:10.1111/mec.14589.

Xuereb, A., D'Aloia, C.C., Daigle, R.M., Andrello, M., Dalongeville, A., Manel, S., Mouillot, D., Guichard, F., Côté, I.M., and Curtis, J.M. 2019. Marine Conservation and Marine Protected Areas. *In* Population Genomics: Marine Organisms. *Edited by* M. Oleksiak and O. Rajora. Springer, Cham. pp. 423-446.

Young, M., and Carr, M.H. 2015. Assessment of habitat representation across a network of marine protected areas with implications for the spatial design of monitoring. PloS One 10(3): e0116200.