THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En Science de la Mer

École doctorale GAIA

Unité mixte de recherche MARBEC
Laboratoire Adaptation et Adaptabilité des Animaux et des Systèmes, Ifremer

Analyse environnementale intégrée pour le développement d'une aquaculture durable : Scénarios de pisciculture marine dans le lagon de Mayotte

Présentée par Killian CHARY
Le 14 novembre 2019

Sous la direction de Annie FIANDRINO
Et le co-encadrement de Myriam CALLIER et Joël AUBIN

Devant le jury composé de

Hervé LE BRIS, PR, Agrocampus Ouest	Rapporteur
Christopher MCKINDSEY, PR associé, Université de Laval, Chercheur Pêches et Océans	Rapporteur
Catherine ALIAUME, PR, UMR Marbec, Université de Montpellier	Présidente
Daniele BRIGOLIN, Ph.D., Università Ca' Foscari Venezia	Examinateur
Christophe LETT, DR, UMR Marbec, IRD	Examinateur
Annie FIANDRINO, CR, UMR Marbec, Ifremer	Directrice de thèse
Angel AVADI, CR, Cirad	Invité
Myriam CALLIER, CR, UMR Marbec, Ifremer	Invitée / Co-encadrante

UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

« Pour ce qui est de l'avenir, il ne s'agit pas de le prévoir, mais de le rendre possible. *»*

– Antoine de Saint Exupéry, *Citadelle,* 1948

"If we need to, we can lower the temperature dramatically just by switching from Fahrenheit to Celsius."

– Jimmy Kimmel

« Il est beaucoup plus intéressant de regarder où l'on ne va pas pour la bonne raison que, là où l'on va, il sera toujours temps d'y regarder quand on y sera. »

– Jacques Rouxel, *Adage Shadoks*

RESUME

L'aquaculture marine a un fort potentiel de croissance permettant de faire face aux besoins alimentaires des populations actuelles et futures. Cependant, cette activité, incluant l'étape de production et celles de la chaîne de valeur en amont et en aval, est responsable de potentiels impacts environnementaux sur les écosystèmes locaux (ex. impact sur le benthos) ou globaux (ex. impact sur le changement climatique). Afin de minimiser ces impacts, il est nécessaire de développer des méthodes d'analyse environnementale avec une approche holistique. L'objectif général de cette thèse est de concevoir une méthode d'évaluation des impacts environnementaux à différentes échelles spatiales (locale, régionale, globale) en combinant des outils de modélisation à plusieurs échelles organisationnelles (individu, ferme, filière) et de l'analyse de scénarios. Cette méthode a été testée sur le cas d'étude de la pisciculture d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) dans le lagon de Mayotte. Trois scénarios de fermes ont été construits sur la base d'enquêtes. Le modèle FINS a été développé pour simuler le fonctionnement de ces fermes et estimer leurs émissions (solides et dissoutes). La dispersion et le dépôt des rejets solides ont été simulés avec le modèle NewDEPOMOD pour des scénarios de sites couvrant différentes conditions hydrodynamiques d'un secteur du lagon. La taille de la ferme, les choix de gestion et l'intensité des courants sont les facteurs prépondérants qui déterminent le niveau d'émission et/ou la dispersion des rejets et donc les potentiels impacts sur le benthos. Une évaluation par analyse du cycle de vie (ACV) a permis de comparer les impacts globaux d'un de ces scénarios de monoculture à ceux d'un système d'aquaculture multi-trophique intégré (AMTI) associant l'élevage du détritivore *Holothuria scabra* aux cages piscicoles. Ce système AMTI a montré une faible capacité de bioremédiation des rejets particulaires et des niveaux d'impacts globaux similaires à ceux du système en monoculture, en raison des limites de densité d'élevage pour le compartiment détritivore. Cette évaluation des impacts à différentes échelles spatiales a permis d'identifier les facteurs clés déterminant la durabilité environnementale des systèmes et pour lesquels des leviers d'actions pourraient être proposés.

Mots-clés : pisciculture marine, évaluation environnementale, modélisation, dispersion des rejets particulaires, analyse du cycle de vie, AMTI, impacts, environnement lagonaire tropical, scénarios, capacité de support.

Integrated environmental analysis for a sustainable aquaculture development: Scenarios of marine fish farming in the Mayotte lagoon.

Abstract

Marine aquaculture has a high growth potential, useful for meeting current and future populations' food needs. Aquaculture activity, including the stage of production and those upstream and downstream the value chain, however, is responsible for potential environmental impacts on local (e.g. benthic impact) or global (e.g. impact on climate change) ecosystems. To minimize these impacts, it is necessary to develop environmental analysis methods with a holistic approach. The general objective of this thesis was to design a method to assess environmental impacts at different spatial scales (local, regional, global) by combining modeling tools at several organizational scales (individual, farm, sector) and scenario analysis. This method was tested on a case study of red drum (*Sciaenops ocellatus*) farming in Mayotte lagoon. Three farm scenarios were built based on field surveys. The FINS model was developed to simulate farm operations in these scenarios and to estimate farm emissions (solid and dissolved). Solid waste dispersion and deposition were simulated with the NewDEPOMOD model for site scenarios covering different hydrodynamic conditions in a zone of the lagoon. Farm scale, farm management choices and site current intensity are the main factors that determined the level of emissions and/or solid waste dispersion and thus the potential benthic impact. A life cycle assessment (LCA) was performed to compare global impacts of one of the monoculture farm scenarios to those of an integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system combining the deposit-feeder *Holothuria scabra* and fish farming. This IMTA system demonstrated low bioremediation capacity for solid waste and global impacts at levels similar to those of the monoculture system, due stocking-density limits for the deposit-feeder compartment. This multiscale environmental impact assessment made it possible to identify the key factors determining systems' environmental sustainability and the factors for which actions could be proposed.

Keywords: marine fish farming, environmental assessment, modeling, waste particle dispersion, life cycle assessment, IMTA, impacts, tropical lagoon environment, scenarios, carrying capacity.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je souhaite exprimer mes profonds remerciements aux membres du jury, Hervé Le Bris, Christopher McKindsey, Catherine Aliaume, Daniele Brigolin, Christophe Lett et Angel Avadi pour avoir accepté d'évaluer mon travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude aux responsables du laboratoire L3AS, Béatrice Chatain et Thierry Laugier, au DU adjoint de l'UMR Marbec Jean-Marc Fromentin, à la direction scientifique Anne Renault pour avoir cru en la pertinence scientifique de ce projet de thèse. Je remercie le Conseil Départemental de Mayotte et son directeur des ressources terrestres et maritimes, Saitu Said-Halidi, le Parc Naturel de Marin de Mayotte et sa directrice Cécile Perron, ainsi que l'Ifremer d'avoir soutenu financièrement ce projet doctoral.

Merci aux membres de mon comité de thèse, Jean-Marc Fromentin, Marc Bouvy, Magali Duval, Claire Golléty, Lionel Bigot et Sébastien Lefebvre pour avoir accepté de suivre et guider la progression de ce travail.

Ensuite, je tiens à remercier ma directrice de thèse Annie Fiandrino ainsi que mes co-encadrants Myriam Callier, Denis Covès et Joël Aubin. Annie, merci pour ton humanité et ta sincère bienveillance à mon égard, du début à la fin de ce projet. Myriam, merci de m'avoir fait confiance, de m'avoir offert la possibilité de réaliser ce projet doctoral et de m'avoir tant appris au cours de cette aventure. Joël, merci de m'avoir donné une chance il y a quelques années et merci pour ta constance et présence infaillible depuis. Denis, merci pour ton sens du partage, tes valeurs et ta pugnacité contagieuse.

J'aimerais exprimer ma gratitude à tous mes collègues métropolitains et insulaires pour avoir partagé leurs expériences et connaissances et m'avoir accompagné dans ce projet. Merci en particulier à Emmanuelle Roque et Marion Richard pour avoir accepté de relire mes écrits et pour avoir été à l'écoute dans des moments parfois difficiles. Merci à Michael Corson qui a contribué à améliorer significativement la qualité de mes manuscrits en anglais. Merci à François Allal pour avoir mis à ma disposition ses outils et connaissances informatiques qui m'ont fait économiser de nombreuses heures (jours ?) de travail. Merci à Romain Pete et Bastien Sadoul pour avoir accepté de m'aider sur ces obscurs sujets que sont le DEB ou le langage R. Merci à Franck Lagarde pour son enthousiasme débordant et pour m'avoir montré comment « bichonner » un ADCP. Merci à Gilbert Dutto pour m'avoir transmis ses nombreuses connaissances sur l'ombrine et ses bons conseils pour découvrir la Martinique. Merci à Eric Gasset d'avoir rendu mon séjour à Tahiti et mon quotidien à l'Ifremer un peu plus sportif et gourmand. Merci à Paul Giannasi pour avoir contribué à deux reprises à l'obtention de financement qui ont rendu possible ce projet et pour avoir été d'un soutien indéfectible durant les missions à Mayotte.

Merci à Jean-Claude Falguière pour ses nombreux éclairages sur l'aquaculture d'ombrine et pour avoir rendu possible les expérimentations réalisées en Martinique.

Je souhaite remercier également les autres collègues devenus par la suite des camarades et des amis. Je pense notamment à Marie, qui m'a accordé sa belle amitié dès mes premiers jours à l'Ifremer, à mes collègues de bureau, Joris, Helena et Marion qui ont partagé nombre de coups et gueules et délires incongrus. Je pense aussi aux copains d'escalade, Maxime, Nills, un jour on arrivera à passer une verte, j'y crois ! Je pense également aux autres doctorants, en particulier Marine, Quentin, Sara, Marie, Cyrielle, Sébastien, Ronan, Charles, avec qui j'ai pu partager pause-café, bière, randonnée, plongée, votre soutien m'a beaucoup apporté, bon courage à ceux pour qui l'aventure n'est pas encore terminée. Je n'oublie évidemment pas Liza, Cassandre, Alana et Alizé, merci à toutes les quatre pour votre bonne humeur, votre bienveillance et vos blagounettes (parfois réussies).

Je veux dire merci à mes colocataires de Villeneuve et de Montpellier : Rémy, Pauline, Olivia, Colin, Mélusine, Gilmary, sans oublier boobz évidemment. J'espère que mes nombreux gâteaux auront suffi à rendre la cohabitation supportable !

Je veux également remercier mes amis, qui m'ont écouté (on est d'accord, c'est rarement une bonne idée), soutenus, sont venus me rendre visite lorsqu'il m'était difficile d'aller les voir, m'ont accueilli chez eux ou m'ont suivi en vadrouille. Je pense aux copains de Lyon, de Guadeloupe, de Mayotte, de Bretagne et de Montpellier avec une mention toute particulière pour ceux qui sont là depuis longtemps et qui je l'espère le resteront de nombreuses années, Thomas, Vincent, Morgane et Marion, merci d'être mes piliers.

En dernier lieu, je souhaite remercier ma famille, pour avoir cru en moi et m'avoir donné les moyens de réussir ce projet. Merci Grand-Père, merci Papa, merci les frangin(e)s, merci.

PREAMBULE

Ce projet doctoral, hébergé à l'Ecole doctorale GAIA N°584, est issu du projet de recherche CAPAMAYOTTE Phase-2, financé par le Conseil Départemental de Mayotte, le Parc Naturel Marin de Mayotte (PNMM) via l'agence des aires marines protégées et l'Ifremer. Les travaux ont été menés au sein de l'Unité Mixte de Recherche MARBEC (Université de Montpellier, CNRS, IRD, Ifremer) « Biodiversité Marine et ses usages » sur les stations Ifremer de Palavas-les-Flots et Sète entre novembre 2015 et novembre 2019. Ce projet doctoral a été réalisé sous la direction d'Annie Fiandrino (Ifremer) et le co-encadrement de Myriam Callier (Ifremer), Joël Aubin (INRA) et Denis Covès (Ifremer).

L'acquisition de données de terrain à Mayotte au cours de deux missions en Juin/Juillet et Octobre/Décembre 2016 a été possible grâce à la participation active du PNMM, au soutien de la délégation Ifremer Océan Indien de la Réunion et grâce à la collaboration des producteurs sur l'île. Les expertises et soutiens scientifiques de Claire Goletty (Centre Universitaire de Mayotte) et Lionel Bigot (Université de la Réunion) ont permis l'encadrement d'un stage de Master 2 à Mayotte en 2017. Le soutien humain et logistique de la station Ifremer de Martinique a également permis la réalisation d'expérimentations sur place au cours d'une mission en Février/Mars 2017. La coopération des producteurs piscicoles aux Antilles a rendu possible l'acquisition de données sur les systèmes d'élevage présents en Guadeloupe et en Martinique sur la même période.

Le projet de recherche a donné lieu à la préparation de trois publications (dont une publiée et une soumise) qui forment les chapitres 2, 3 et 4 de ce manuscrit de thèse, et a fait l'objet de 9 valorisations des travaux (voir Annexe 1) dont :

- Deux présentations orales lors de conférences internationales : IPFC 2017 et Aqua 2018
- Deux posters dans le cadre de conférences internationales : Aquaculture Europe 2016 et EAS 2017
- Deux présentations dans le cadre de groupes de travail au niveau national
- Deux présentations dans le cadre de présentations Grand Public : SFAM 2016 et 2017
- Un article de presse

Trois stages dont j'ai assuré le co-encadrement ont été réalisés dans le cadre de ce projet :

- Guillaume Lancelot (Master 2 – Université de Renne 1) qui a travaillé sur l'impact des changements abiotiques induits par l'élevage d'Ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) sur les communautés macrobenthiques en milieu lagonaire tropical en 2017.
- Etienne Regalia (Licence 3 - Université de Corse Pasquale Paoli et Institut Universitaire de Technologie) qui a travaillé sur l'évaluation de la digestibilité d'un aliment par l'ombrine

tropicale, en perspective du paramétrage du modèle DEPOMOD de dispersion des rejets autour des cages aquacoles en 2017.

- Loris Torlois (Master 1 – Université de Montpellier) qui a étudié le rôle d'un détritivore au sein d'un système aquacole intégré multi-trophique en milieu tropical via la modélisation de la croissance et de l'excrétion du concombre de mer (*Holothuria scabra*) en 2018.

TABLE DES MATIERES

Résumé 5

Remerciements 7

Préambule 9

Table des illustrations 14

Table de tableaux 16

CHAPITRE I : Introduction générale 19

1. Durabilité environnementale de la pisciculture marine 19
1.1. Limites des écosystèmes et échelles d'application 21
1.2. Identification des problèmes environnementaux 23
1.3. Hiérarchisation des impacts 24
2. Effets des rejets et impact benthique 25
2.1. Effluents d'élevages aquacoles nourris 25
2.2. Impacts des rejets particulaires organiques 27
2.3. Capacité de support, capacité d'assimilation et seuils écologiques 30
3. Mesures et solutions de réduction de l'impact benthique 32
3.1. Planification spatiale : cadrage, zonage et sélection de sites 34
3.2. Aquaculture intégrée multi-trophique et bioremédiation 36
4. Méthodes et outils d'évaluation environnementale 38
4.1. Modèles de capacité de support écologique : de l'espèce à l'impact 39
4.2. Approche cycle de vie 45
5. Objectifs de la thèse 47
6. Cas d'étude Mayotte 48
6.1. Contexte général 48
6.2. L'aquaculture d'ombrine à Mayotte 51
7. Structure de la thèse 54
Références 56

En guise d'inter-chapitre 69

CHAPITRE II : Modélisation de la production de cages marines pour des environnements ou les données sont limitées : application à l'aquaculture d'ombrine ocellée à Mayotte, océan indien 71

Résumé de la publication en français 71
Abstract 72
1. Introduction 73
2. Materials and methods 75
2.1. Description of FINS 75
2.2. Calibration of FINS 79
2.3. From field surveys to farming scenarios 81
2.4. General setup 82

2.5. Sensitivity analysis 82
3. Results 82
3.1. FINS inputs 82
3.2. Farming surveys and scenarios 84
3.3. Sensitivity analysis 85
3.4. Model use 86
4. Discussion 87
4.1. Modeling farm waste emissions in the context of data scarcity 87
4.2. Nutrient balances and farming performances 90
4.3. Importance of rearing practices 90
5. Conclusion 91
Appendix II.A: Description of the digestibility trial with red drum 93
Appendix II.B: Supplementary material 94
References 97

En guise d'inter-chapitre 101

CHAPITRE III : Scénarios de dépôts de rejets particulaire d'origine piscicole à l'échelle sub-lagonaire : une approche de modélisation pour le zonage et la sélection de sites 103

Résumé de la publication en français 103
Abstract 104
1. Introduction 105
2. Materials and methods 108
2.1. Analysis framework 108
2.2. Application to the Mayotte case study 111
2.3. Aquaculture scenarios 111
2.4. NewDEPOMOD dispersion model and key forcing variables 114
3. Results 119
3.1. Site hydrodynamics and aquaculture scenarios 119
3.2. Feed-and feces-settling results 122
3.3. Predicted waste deposition footprint 123
4. Discussion 127
4.1. Scenario analysis: Disadvantages and advantages 127
4.2. Interpreting the dispersion footprint 129
5. Perspectives 130
Appendix III.A: Description of the particle-settling experiment 132
Appendix III.B: Supplementary material 134
References 137

En guise d'inter-chapitre 143

CHAPITRE IV : Aquaculture multi-trophique intégrée d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) et de concombre de mer (*Holothuria scabra*) : évaluation de la bioremédiation et des impacts du cycle de vie 145

Résumé de la publication en français 145
Abstract 147

1. Introduction 148
2. Materials and methods 151
2.1. Goal and scope 151
2.2. Inventories 153
2.3. Environmental performance assessment 160
3. Results 162
3.1. Sea cucumber: model predictions at individual and system levels 162
3.2. LCA 165
4. Discussion 169
4.1. Sea cucumber bioremediation potential 169
4.2. LCIA: comparison of monoculture and IMTA 171
4.3. Other perspectives to improve environmental performances 173
5. Conclusion 174
Appendix IV.A: Life cycle inventories 176
Appendix IV.B: Equations, parameters and assumptions in the DEB model 184
References 190

CHAPITRE V : DISCUSSION GENERALE, CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 199

1. Bilan environnemental 199
1.1. Synthèse des facteurs influents 200
1.2. Comparaison des profils environnementaux des scénarios de fermes 201
1.3. Conclusion sur les leviers d'actions testés 203
2. Applications pour l'aide à la gestion 204
2.1. Aide à la conception de programme de développement et de réglementation 204
2.2. Zonage et sélection de site 205
2.3. Optimisation des pratiques 206
3. Perspectives scientifiques 207
3.1. Quels seuils écologiques à définir ? 207
3.2. Quels sont les autres interactions et impacts environnementaux à explorer ? 207
3.3. Comment intensifier l'holothuriculture en AMTI ? 208
3.4. Alimentation des élevages, quelles solutions pour réduire l'impact global ? 209
Références 210
Annexe 1 : Valorisation par la communication des travaux de thèse 213
Annexe 2 : Liste des espèces candidates pour la diversification de l'aquaculture à Mayotte 215
Annexe 3 : Etude in Situ de la dispersion des rejets de pisciculture en cage d'ombrine ocellée et des impacts sur le benthos – Matériels et méthodes 216

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure I.1. Répartition de la production aquacole mondiale en tonnes en 2016 (d'après FAO, 2018a).	19
Figure I.2. Prélèvements de ressources et émissions sur les différents systèmes écologiques à considérer dans une approche écosystémique de l'aquaculture.	22
Figure I.3. Devenir des nutriments dans l'environnement, de la distribution de l'aliment à la production des effluents d'élevage en pisciculture (Adapté de Reid et al., 2009).	26
Figure I.4. Principales composantes déterminant l'impact benthique lié à l'accumulation de rejets particulaires piscicoles en milieu marin.	29
Figure I.5. Schématisation conceptuelle de la capacité de support et capacité d'assimilation (Tett et al. 2011).	32
Figure I.6. Modèle conceptuel d'un système d'aquaculture multi-trophique intégré comprenant des organismes nourris, autotrophes, filtreurs et déposivores (Fisheries and Oceans Canada, 2019).	37
Figure I.7. Système de modélisation générique qui montre comment différents outils et modèles peuvent être utilisés pour fournir les paramètres et données forçage nécessaires au fonctionnement de modèles d'impacts (Adapté de Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017).	43
Figure I.8. Vue satellite (A) de la localisation de Mayotte dans le canal du Mozambique et (B) de l'archipel et du lagon (Google earth).	48
Figure I.9. Distribution géographique des principaux types d'écosystèmes marins dans le lagon de Mayotte (Trégarot et al., 2017).	50
Figure I.10. Exemples de fermes marines d'ombrine : a) et b) Deux fermes à petite échelle en Martinique (source : K. Chary), c) et d) une ferme d'échelle intermédiaire à Mayotte (source : K. Chary) et e) une ferme à plus grande échelle à l'île Maurice (source : l'express.mu).	53
Figure II.1. Conceptual framework of the FINS model, combining a farm production module (individual and population growth submodels) and a waste emission module (macromolecule mass balance submodel) to estimate farm production, feed intake and waste emissions. Feed composition, fish composition and apparent digestibility coefficients (ADCs) are defined at the macromolecule level. FINS's outputs can be calculated for any day during a routine year of production or summed over a period.	76
Figure II.2. Biomass dynamics during routine operations for the Small farm simulated by the FINS model. The square section bounds the routine production year of the Small farm. Decreasing biomass in each cohort after six months is due to harvest volumes that gradually increase during the six last months of the culture cycle.	78
Figure II.3. a) Water temperature and b) dissolved oxygen concentrations at experimental facilities in Martinique (Le Robert) and near a fish farm in Mayotte (Longoni Bay). Data were averaged over "n" years of annual data collected from 2008-2017.	79
Figure II.4. Red drum (*Sciaenops ocellatus*) growth predictions (—) from the generalized Von Bertalanffy Growth Model (VBGM) compared to the dataset of captive individuals (n = 308) reared in Martinique used to calibrate the model (●) and to field data from fish farms in Mayotte (Δ) (n = 12). The VBGM equation is $W(t) = W_\infty \times (1 - e^{-k(t-t_0)})^p$, with W, individual fish weight; W∞, asymptotic weight; t, individual fish age; t0, initial age; k, relative growth rate; p, dimensionless factor.	83
Figure II.5. Parameter sensitivity analysis performed for two model outputs: total solid waste and dissolved P emissions. The normalized sensitivity index (S) was calculated by dividing the relative change in model output by the relative change in the parameter value. Parameters with little influence (S < 0.1) are not plotted. k, relative growth rate; τ_{loss}, mortality rate; SD, maximum stocking density; DFR, daily feeding rate; δ_u, proportion of uneaten feed; Ni feed, macromolecule or P content in feed; DMfeed, dry matter content in feed; ADCi, macromolecule or P apparent digestibility coefficient; NP fish, P content in fish.	85
Figure II.6. Solid waste and C, N, P mass balance for three red drum farm scenarios: Small, Medium and Large farm scale. Values are expressed as kg per t of fish harvested during a routine year of production. The frames below show solid emissions (dry weight) including feces calculated from apparent digestibility coefficients (ADCs) using either feed dry weight ADC or macromolecule ADCs considering protein, lipid, carbohydrate (sugars and starch), fiber and ash fractions and uneaten feed.	89
Figure II.B.1. Sizes of feed pellets simulated in three red drum farm scenarios (Small, Medium and Large), expressed as percentages of total annual feed inputs.	96
Figure III.1. Framework developed to estimate benthic impact of fish farming at the zonal level in North-East Mayotte Lagoon.	109

Figure III.2. Description of the models used and their input data. Dispersion of fish farming waste was predicted with the NewDEPOMOD model using feed and feces fluxes predicted by the FINS model (Chary et al., 2019), particle-settling velocity data and current flows in North-East Mayotte Lagoon simulated with Regional Ocean Modelling Systems (ROMS) (Chevalier et al. 2017).	110
Figure III.3. Side view of the setup for the fecal settling experiment.	117
Figure III.4. Diagram of a deposition footprint and the criteria used to describe it. DC_F: maximum distance from cages at which deposition ranges (F) can be detected; AUI_F: area under farm influence for a deposition range; F_{max}: maximum deposition rate in the grid. Three deposition ranges were associated with severe, moderate and detectable impact.	119
Figure III.5. Process used to select sites with contrasting hydrodynamic regimes in North-East Mayotte lagoon: (a) definition of three aquaculture zones (group of sites) as a function of distance from the coast and depth criteria (b) Site distribution plot (depth vs. current intensity) for each cluster built from the statistical analysis. Four sites with contrasting current intensities and depth were selected in each cluster: circle, low intensity/low depth; diamond, low intensity/high depth; square, high intensity/low depth; triangle, high intensity/high depth.	120
Figure III.6. Aquaculture zones and sites in Mayotte's North-East Lagoon. Zones were defined as a function of depth and distance from the coast as Coastal (< 500 m from the coast and ≤ 8 m deep in light grey), Off-coast (500-3000 m from the coast and ≥ 26 m deep in medium grey) and Deep lagoon (> 3000 m from the coast and ≥ 26 m deep in dark grey). Twelve sites were selected in each zone (36 in total) to represent the range of hydrodynamic regimes in the area. The red rectangle indicates the domain modeled in the Regional Oceanic Modelling Systems (ROMS). Rose distribution plots of extracted tidal currents simulated by ROMS are shown for certain sites. In the roses, dashed and solid lines represent ebb and flow phases of the tidal current, respectively.	121
Figure III.7. Maximum dispersion footprints predicted for a variety of hydrodynamic regimes for Small (n =12 regimes), Medium (n = 15) and Large (n = 27) farms: as a function of deposition rate, (a) the largest area under influence and (b) the farthest distance from the cages that any particle was deposited. Vertical dotted lines indicate deposition thresholds for detectable, moderate and severe impact.	125
Figure III.8. Linear regression between mean current intensity and (i) maximum solid deposition rate (F_{max}) and (ii) total area under farm influence ($AUI_{F>0.5}$) predicted under various hydrodynamic conditions in Small (n = 12), Medium (n = 15) and Large farm (n = 27) scenarios. Current data were ln-transformed. R^2 of regressions between F_{max} and current intensity were 0.578 (p = 0.004), 0.906 (p < 0.001) and 0.805 (p < 0.001) for Small, Medium and Large farms, respectively. Those between $AUI_{F>0.5}$ and current intensity were 0.131 (p = 0.247), 0.210 (p = 0.0854) and 0.738 (p < 0.001) for Small, Medium and Large farms, respectively.	126
Figure III.B.1. Fecal particle size vs. measured settling velocity (cm s^{-1}) for different sizes of red drum individuals. Size is presented as the longest length of the particle (cm). N = 712 for each fish size category. Correlations: dashed line (R^2 = 0.25, p < 0.001) for Small fish; dotted line (R^2 = 0.51, p < 0.001) for Medium fish; dotdash line (R^2 = 0.35, p < 0.001) for Large fish; longdash line (R^2 = 0.44, p < 0.001) for Large fish.	135
Figure IV.1. Processes within the boundaries of (a) the monoculture system and (b) the integrated multi-trophic aquaculture system. Environmental impacts are calculated for whole-farm production for two functional units (FU): 1 kg of edible protein and 1 t of fresh aquatic product.	156
Figure IV.2. Annual flux of biomass and waste in the sea cucumber system and its bioremediation performances when co-cultured beneath finfish cages in an integrated multi-trophic aquaculture system. Figures are given for the simulated growth of an initial population of 5 000 individuals cultured on an area of 1 372 m². DW = dry weight, WW = wet weight.	164
Figure IV.3. Mean LCA impacts of the fish monoculture and fish/sea cucumber integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) systems (scaled to the largest value per category) expressed per kg of edible protein and per t of fresh aquatic product. Error bars represent 1 standard error calculated from 1000 Monte Carlo simulations. CC: Climate change; AC: Acidification potential; EU: Eutrophication potential: CED: Cumulative energy demand; NPPU: Net primary production use; LU: Land use.	166
Figure V.A3.1. Schématisation du plan d'échantillonnage pour le prélèvement de sédiment benthique et l'installation des pièges à sédiments.	218
Figure V.A3.2. (a) Prélèvement de sédiment à l'aide d'une benne van Veen (b) Vissage des flacons d'échantillonnage sur les pièges à sédiment en plongée (c) Installation du courantomètre.	215

TABLE DES TABLEAUX

Tableau I.1. Principes de l'approche écosystémique de l'aquaculture.	20
Tableau I.2. Principales interactions entre l'aquaculture et les écosystèmes « ressource » et « récepteur » à trois grandes échelles spatiales.	24
Tableau I.3. Description des différents types de capacité de support en aquaculture (Adapté de Byron and Costa-Pierce, 2013; McKindsey et al., 2006).	30
Tableau I.4. Différences entre zonage et sélection de site	35
Tableau I.5. Exemples de modèles utilisés pour évaluer l'impact environnemental de l'aquaculture avec une approche site.	44
Tableau I.6. Méthodes et outils d'évaluation d'impact environnemental adoptant une approche cycle de vie. Des exemples d'application en aquaculture sont proposés.	46
Table II.1. Equations used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model to predict red drum fish farming production and waste emissions.	80
Table II.2. Proximate composition of feed, feces and whole fish body samples used to determine apparent digestibility coefficients (ADC) of red drum with NUTRIMarine 6.0 pellets after coating with yttrium oxide. Mean values (± 1 standard deviation) for three experimental groups are given.	84
Table II.3. Input data and output of three red drum farming scenarios (Small, Medium and Large) predicted by the Farm productIon and Nutrient emiSsions model (FINS), with seeding set to reach a maximum stocking density of 20 kg m^{-3} during the culture cycle.	86
Table II.B.1. Daily feeding rate (DFR) and pellet diameter used to calculate feed inputs for red drum (*Sciaenops ocellatus*) culture in a warm water environment (25-31°C) in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model and obtained from surveys of farms feeding using commercial Nutrima® feed (2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm).	94
Table II.B.2. Proximate compositions of commercial feed (Ni feed) by pellet diameter and red drum (*Sciaenops ocellatus*) (Ni fish) used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model. Raw values were obtained by analysis and then recalculated for 100% of dry matter assuming that total dry weight (DW) was the sum of protein, lipid, sugar, starch, fibers and ash fractions.	94
Table II.B.3. Values of key parameters used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model for three scenarios of red drum farming: Small, Medium and Large.	95
Table III.1. NewDEPOMOD model settings applied for red drum (*Sciaenops ocellatus*) farming in Mayotte's North-East Lagoon.	114
Table III.2. Description of the Small, Medium and Large red drum farm types.	116
Table III.3. Relevant farm type and site combinations considering site depth and distance-from-coast constraints for Small, Medium and Large farm types. The sites were located in three aquaculture zones: Coastal (Co), Off-coast (Oco), and Deep lagoon (Dl). Scenario codes are shown in italics.	122
Table III.4. Fecal particle-settling velocity (cm s-1) of four red drum (*Sciaenops ocellatus*) commercial size categories (small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g). The Mann-Whitney U test was used for pairwise comparison; different letters indicate differences significant at $p < 0.001$.	123
Table III.5. Measured settling velocities for red drum Nutrima feed pellets as a function of diameter.	123
Table III.6. Waste dispersion predicted for 54 virtual red drum cage farms of three types: Small (23 t of fish yr^{-1}), Medium (299 t of fish yr^{-1}) and Large (2079 t of fish yr^{-1}) under contrasting hydrodynamic regimes in Mayotte's North-East Lagoon. F, deposition rate or range (in kg solids m^{-2} yr^{-1}); AUI_F, area under influence for a given F (in m^2); DC_F, distance of influence from cages for a given F (in m). Dispersion metrics are given for three F, associated with 3 impact categories: (D)etectable, (M)oderate and (S)evere.	124
Table III.7. Critical current intensity (cm s^{-1}) required to reduce peak waste deposition rates (F_{max}, kg solids m^{-2} yr^{-1}) of Small, Medium and Large fish farms above detectable, moderate and severe impact thresholds.	127
Table III.B.1. Results of the principal component analysis performed in three zone's (Coastal, Off-coast, Deep lagoon) current field dataset based on different hydrodynamic variables. H, bathymetry; % EC, percentage of time the current is established, I_{LT}, mean current intensity at low tide; I_{HT}, mean current intensity at high tide; D_{HT}, Duration at high tide.	134
Table III.B.2. Fecal particle length of four red drum (*Sciaenops ocellatus*) commercial size categories (small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g). The Mann-Whitney U test was used for pairwise comparisons; different letters indicate differences significant at $p < 0.001$.	134

Table III.B.3. Predicted deposition footprint over a 1-year period for theoretical red drum Small, Medium and Large farms in Mayotte's North-East Lagoon. F, solid deposition rate or range; AUI_F, area under influence for a given solid deposition rate; DC_F, distance of influence from cages for a given solid deposition rate. Dispersion metrics are given for different F, indicating detectable (D), moderate (M) and severe (S) impacts and the peak deposition rate in the domain (F_{max}).	136
Table IV.1. Indices used to quantify bioremediation performances of sea cucumbers co-cultured with finfish in an open water integrated multi-trophic aquaculture system. IFF and UFF are respectively cumulative ingested finfish feces and undigested finfish feces by the sea cucumber cohort over the 12-month culture-cycle simulation. WW and DW refer respectively to wet and dry weight.	160
Table IV.2. Production and net on-farm emissions in the monoculture and IMTA systems.	163
Table IV.3. Life cycle impact assessment results per 1 kg of edible protein in a red drum monoculture scenario (Mono) and in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) scenario co-culturing red drum and the sea cucumber *H. scabra*. Contribution to the total impact per production component is given in percentage, while mean total impact, calculated from 1000 Monte Carlo runs, is given in absolute value.	167
Table IV.4. Life Cycle Impact Assessment results of a red drum monoculture (Mono) scenario and an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) scenario co-culturing red drum and the sea cucumber *H. scabra*, with uncertainty assessed from 1000 Monte Carlo runs. The null hypothesis in the t-test is that both systems have equal environmental impacts per functional unit.	168
Table IV.A.1. Life cycle inventory: Farm operation for Monoculture system.	176
Table IV.A.2. Life cycle inventory: Farm operation for IMTA system.	177
Table IV.A.3. Life cycle inventory: Finfish feed production.	178
Table IV.A.4. Life cycle inventory: Fingerling production.	179
Table IV.A.5. Life cycle inventory: Sea cucumber juvenile production.	180
Table IV.A.6. Life cycle inventory: Equipment for finfish culture.	181
Table IV.A.7. Life cycle inventory: Equipment for sea cucumber culture.	182
Table IV.A.8. Life cycle inventory: Mayotte electricity.	183
Table IV.B.1. Dynamic Energy Budget (DEB) parameters used in the present study for the tropical sea cucumber *H. scabra* for the reference temperature of T = 20 °C. X corresponds to sea cucumber food resources (fish feces).	184
Table IV.B.2. Nutritional mass balance approach for the sea cucumber *H. scabra* feeding on finfish feces in an integrated multi-trophic aquaculture system. Total dry weight (DW) was assumed to be the sum of protein, lipid, carbohydrates, fiber and ash fractions. The N fraction in finfish feces was subtracted from protein content using an N:protein ratio of 16%.	186
Table IV.B.3. Equations used in the Dynamic Energy Budget (DEB) model to estimate N and P in food, feces and from solid and dissolved waste emissions of sea cucumber, modified from Pete et al. (2018) (see also Pete et al. in prep). Equations describing energy fluxes and variable differential equations in DEB theory can be found elsewhere (Kooijman, 2010).	188
Tableau I.A2.1. Liste des organismes et espèces présentant un intérêt pour la diversification aquacole à Mayotte (Cabinet Gressard consultants et al., 2013).	215
Tableau V.A3.1. Synthèse des prélèvements et analyses réalisés.	216

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE

1. DURABILITE ENVIRONNEMENTALE DE LA PISCICULTURE MARINE

L'aquaculture est le secteur alimentaire qui connaît la plus forte croissance et c'est aussi un des secteurs les plus diversifiés en termes d'espèces, de pratiques et d'environnements d'élevage (FAO, 2018; Harvey et al., 2017). En 2016, la production aquacole mondiale atteignait 110.2 millions de tonnes, dont plus de 70% de produits animaux destinés à l'alimentation humaine. Les poissons constituent la production aquacole majoritaire (Figure I.1) avec plus de 54 millions de tonnes produites la même année et 369 espèces différentes élevées (FAO, 2018). On distingue parmi les différents environnements d'élevage, l'aquaculture continentale pratiquée en rivières, en étangs ou dans des systèmes hors-sols à terre (ex. circuits recirculés) et l'aquaculture marine et côtière. Ce dernier type d'aquaculture a un fort potentiel de croissance, qui dépasse de loin la production nécessaire pour nourrir les populations humaines actuelles et futures (Gentry et al., 2017). Au-delà des enjeux de sécurité alimentaire, la croissance du secteur peut être pertinente vis-à-vis de la plupart des 17 objectifs de développement durable définis par l'Organisation des Nations unies (ONU) dans le cadre de l'agenda 2030 (Hambrey, 2017), par exemple en contribuant à la réduction de la pauvreté et à la génération de revenus, à condition qu'elle s'inscrive dans une démarche de développement durable. Ce travail se focalise sur le développement d'une pisciculture marine durable et principalement sur la dimension environnementale de cette durabilité.

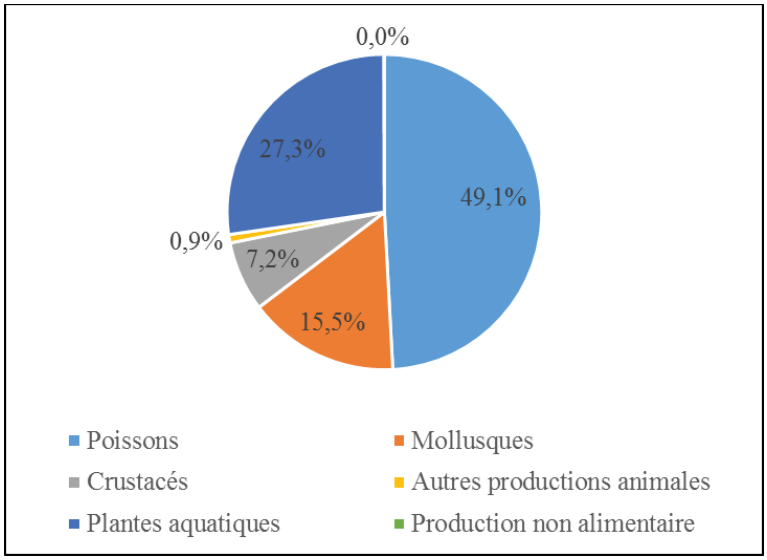


Figure I.1. Répartition de la production aquacole mondiale en tonnes en 2016 (d'après FAO, 2018a).

En 1995, le code de conduite pour une pêche responsable définit la notion de développement durable du secteur aquacole sur la base de ses trois piliers, l'économie, la société et l'environnement, c'est-à-dire comme un secteur qui se doit d'être « *respectueux de l'environnement, techniquement*

approprié, économiquement viable et socialement acceptable » (FAO, 1995). Ce code ne fournit qu'un cadre général bien que des directives pour aider à sa mise en œuvre aient été élaborées (FAO, 1997). En 2008, la FAO propose une approche stratégique pour le développement et la gestion du secteur visant à « *intégrer l'activité dans l'écosystème élargi de telle sorte qu'elle favorise le développement durable, l'équité et la résilience de l'interconnexion des systèmes socio-écologiques* », il s'agit de l'approche écosystémique de l'aquaculture (AEA) (Soto et al., 2008). L'AEA a depuis été très largement adoptée et relayée par la communauté scientifique pour guider le développement global du secteur et pour résoudre les problèmes pratiques liés à ce développement, par exemple en aidant à décider quels systèmes de production devraient être sélectionnés et où ils devraient être développés (Brugère et al., 2018)

Dans cette approche, les dimensions sociales et biophysiques ou écologiques des écosystèmes sont étroitement liées, de sorte qu'une perturbation sur l'une de ces dimensions est susceptible de causer une rupture ou un changement sur l'une ou les deux autres (Soto et al., 2008). L'AEA et ses principes sont développés et utilisés ici comme cadre général pour la planification et la gestion de l'activité dans le but de minimiser ses impacts environnementaux, les aspects sociétaux, bien qu'essentiels, ne seront pas développés dans ce travail.

L'AEA s'appuie sur trois grands principes (Tableau I.1) et sur plusieurs concepts fondamentaux tels que la reconnaissance des services écosystémiques, le principe de précaution, le principe d'internalisation des coûts environnementaux et de recyclage des déchets et la notion de capacité de support (FAO, 2010). Ces différentes notions sont détaillées au cours de ce chapitre.

Tableau I.1. Principes de l'approche écosystémique de l'aquaculture.

1)	« *Le développement de l'aquaculture et la gestion devraient tenir compte de la gamme complète des fonctions et des services des écosystèmes, et ne devraient pas menacer leur prestation durable pour la société.* »
2)	« *L'aquaculture devrait améliorer le bien-être humain et l'équité pour toutes les parties intéressées concernées.* »
3)	« *L'aquaculture devrait être développée dans le contexte d'autres secteurs, politiques et objectifs.* »

Les trois premières étapes de la mise en œuvre de l'AEA sont : (i) la portée et la définition des limites écosystémiques ; (ii) l'identification des problèmes principaux ; (iii) la hiérarchisation de ces problèmes. Une application spécifique de ce cadre à la pisciculture marine est proposée ci-après afin de définir les objectifs principaux et le champ d'étude de ce travail.

1.1. Limites des écosystèmes et échelles d'application

Des prélèvements de ressources ainsi que des impacts ont lieu au cours de la phase d'élevage mais également en amont et en aval de cette phase sur des écosystèmes à proximité ou distants du système d'élevage (Figure I.2). Une conceptualisation intéressante des écosystèmes en lien avec l'activité aquacole repose sur la distinction d'écosystèmes ressources et d'écosystèmes récepteurs (Aubin et al., 2019). Les premiers sont les écosystèmes supports affectés ou impliqués dans l'approvisionnement d'intrants nécessaires au système d'élevage, par exemple les écosystèmes terrestres et marins qui produisent les ressources nécessaires à la fabrication d'aliments composés. Les seconds correspondent aux milieux impactés par les produits ou rejets générés directement par le fonctionnement de la ferme (ex. baie affectée par les rejets) ou plus généralement par le fonctionnement de la filière dans son ensemble (ex. atmosphère affectée par les émissions de gaz à effet de serre). La mise en œuvre de l'AEA suppose une perspective holistique de l'ensemble de ces écosystèmes (Soto et al., 2008), et suppose donc d'analyser les interactions entre l'aquaculture et l'environnement à différentes échelles spatiales et temporelles.

Trois principales échelles d'analyse spatiale sont généralement retenues. Dans le cadre de l'AEA il s'agit de 1) l'exploitation, 2) du bassin versant, de la zone aquacole ou de la région géographique 3) et de l'échelle mondiale (ou globale) (FAO, 2010). D'autres échelles spatiales pertinentes pour évaluer la durabilité environnementale de l'aquaculture ont également été proposées, basées par exemple sur des divisions administratives (ex. communes, provinces, régions, pays, communautés de pays, continent, etc.) (Kapetsky et al., 2010). Dans le cadre de ce travail, nous adopterons une classification en trois échelles spatiales, avec des termes plus génériques et flexibles : l'échelle locale, l'échelle régionale et l'échelle globale. Chacune de ces échelles géographiques répondant à des besoins de planification et d'évaluation environnementale spécifique (Costa-Pierce, 2013).

- **Echelle locale :** Elle peut désigner la ferme, mais aussi le site d'élevage et correspond donc à des surfaces couvrant quelques dizaines de m² à plusieurs km² en raison de la taille croissante des exploitations et des différences entre types d'aquacultures (ex. pisciculture vs conchyliculture). A cette échelle, la durabilité environnementale de l'aquaculture est conditionnée principalement par la gestion des pratiques d'élevage et l'impact du fonctionnement de la ferme sur la qualité des écosystèmes récepteurs accueillant ou à proximité des structures d'élevage.
- **Echelle régionale :** L'échelle régionale désigne une surface inférieure à celle d'une nation, dont les frontières sont déterminées naturellement ou arbitrairement et qui peut s'étendre d'une dizaine à des milliers de kilomètres (Campbell, 1998; Graymore et al., 2008). Cette échelle géographique peut donc désigner à la fois des systèmes aquatiques comme une baie, un bassin versant, une masse d'eau, un lagon ou des zones définies pour l'exploitation

aquacole (ex. zone allouée à l'aquaculture ou AZA). Elle peut donc regrouper plusieurs exploitations aquacoles et potentiellement d'autres activités anthropiques et permet de considérer leurs potentiels impacts cumulatifs, ou interactions.

- **Echelle globale :** Elle désigne une étendue spatiale qui dépasse les frontières d'une nation ou d'un continent et qui peut au maximum s'apparenter à l'échelle mondiale. Cette échelle spatiale considère la durabilité environnementale au cours des différentes étapes de la chaine de valeur de la filière aquacole.

La compréhension des interactions physiques et biologiques entre le système d'élevage et les écosystèmes ressources et récepteurs à ces trois échelles spatiales, permet de comprendre les déterminants des impacts environnementaux ainsi que la définition de stratégie pour les minimiser.

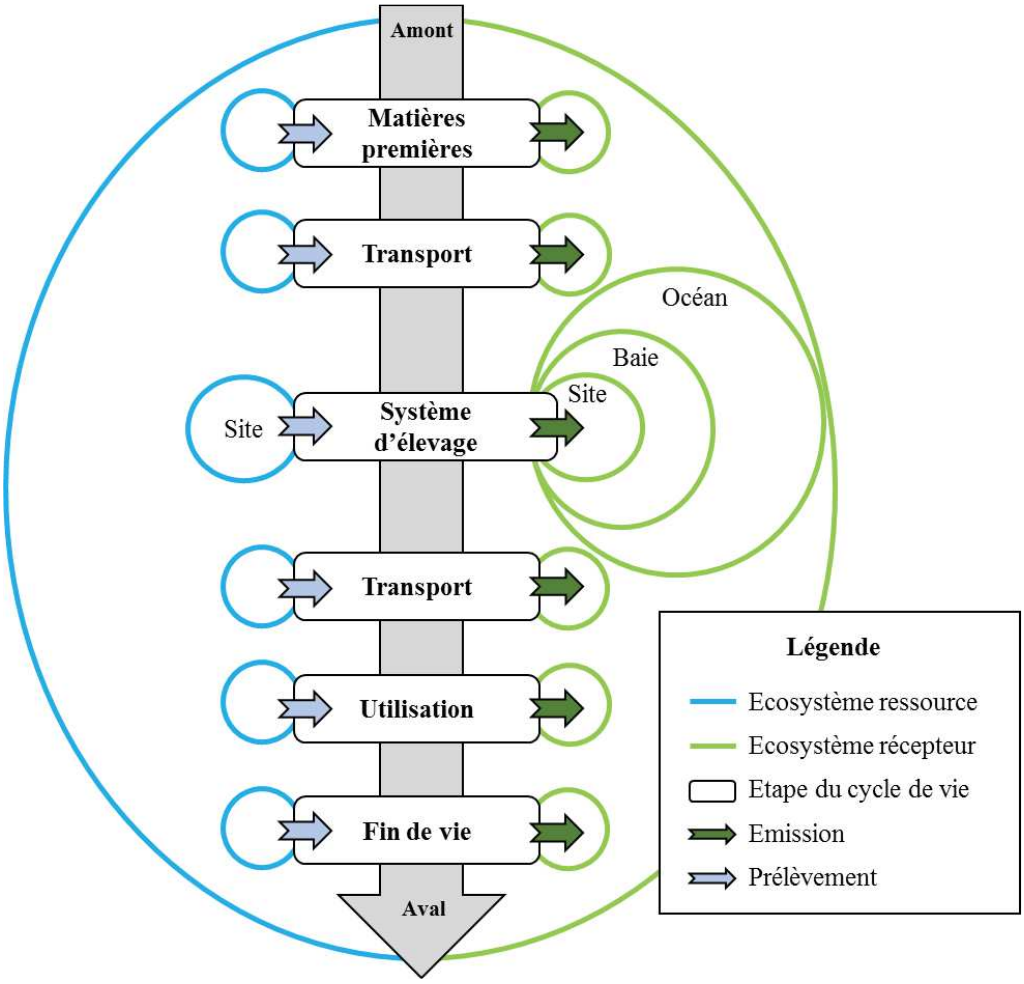


Figure I.2. Prélèvements de ressources et émissions sur les différents systèmes écologiques à considérer dans une approche écosystémique de l'aquaculture.

1.2. Identification des problèmes environnementaux

Un inventaire non exhaustif des impacts environnementaux de l'aquaculture est proposé pour chacune des trois échelles spatiales précédemment définies dans le Tableau I.2. A l'échelle locale, ces impacts concernent principalement les changements qui surviennent dans la colonne d'eau (ex. modification du pH, niveau d'O_2) ou l'environnement benthique (ex. accumulation de matière organique, métaux lourds, effets sur la biodiversité) en lien avec le métabolisme des animaux et les effluents d'élevage (Hargrave, 2005). A l'échelle régionale, on identifie notamment les impacts associés aux interactions entre les espèces sauvages et les stocks d'élevage, comme les transmissions d'agents pathogènes (Jones et al., 2015) ou les problématiques liées aux échappées comme le transfert de ressources génétiques (Glover et al., 2017) et la compétition trophique (Naylor et al., 2005). L'échelle régionale est aussi appropriée pour évaluer les risques d'eutrophisation (Oh et al., 2015; Price et al., 2015) qui nécessitent à minima la compréhension du fonctionnement écologique de la masse d'eau, et plus généralement de l'hydrosystème. A l'échelle globale, les principaux impacts de l'aquaculture concernent l'exploitation de stocks de poissons sauvages pour la production de farine et d'huile de poisson, utilisées pour l'alimentation des animaux d'élevage (Naylor et al., 2000), mais aussi la production des autres intrants utilisés pour l'alimentation, les émissions de gaz à effet de serre (GES) et l'acidification des océans. Les impacts potentiels aux échelles locales et régionales sont donc plus directement liés au fonctionnement de la ferme et à ses effets sur les écosystèmes récepteurs, alors qu'à l'échelle globale, les impacts environnementaux sont en lien avec l'ensemble des activités en amont et en aval de la production sur la ferme, et concernent donc des écosystèmes ressources et récepteurs locaux et distants.

Tableau I.2. Principales interactions entre l'aquaculture et les écosystèmes « ressource » et « récepteur » à trois grandes échelles spatiales.

Local (ex. ferme, site)	**Régional (ex. baie, masse d'eau, lagon)**	**Global (ex. océan, continent, planète)**
Effets sur le sédiment (enrichissement organique, anoxie, gaz toxiques) et les communautés benthiques (changement structurel)	Dissémination et transfert de pathogènes	Pêches de captures pour les besoins de l'aquaculture (aliments, géniteurs, alevins)
Qualité des eaux (ex. turbidité, O_2)	Compétition des espèces non indigènes avec les espèces locales	Utilisation de ressources terrestres (eau, terre et produits agricoles) pour l'alimentation en aquaculture
Effets des contaminants sur les espèces sauvages (antibiotiques, produits thérapeutiques et chimiques)	Risques de modification génétiques des stocks sauvages	Contribution au changement climatique
Modification des réseaux trophiques (attraction, agrégation d'espèces autour des cages)	Conversion de zones sensibles (ex. mangroves, herbiers)	Consommation de ressources énergétiques
	Enrichissement en nutriments, efflorescences algales et eutrophisation	

1.3. Hiérarchisation des impacts

Un intérêt plus fort est généralement porté par les acteurs et gestionnaires de l'aquaculture aux impacts locaux de l'aquaculture. Une revue critique de l'application de l'AEA dans le cadre du développement aquacole des 10 dernières années, a montré que malgré les efforts déployés pour promouvoir une approche holistique, une plus grande importance a été portée à l'échelle de la ferme, aux détriments des autres échelles d'analyses (Brugère et al., 2018). Cette priorisation de l'échelle locale est probablement en partie liée aux conséquences à court terme des impacts locaux sur l'environnement et sur la productivité des élevages en comparaison de rétroactions à des horizons plus lointains dans le cas des impacts globaux.

La priorisation des enjeux environnementaux dépend du type de système et de l'environnement d'élevage considéré. En aquaculture nourrie, contrairement à l'aquaculture extractive (ex. conchyliculture), l'aliment est exogène au milieu, il peut donc être apporté en quantité suffisante pour ne pas limiter la croissance ou la survie des animaux. En revanche, la disponibilité en oxygène peut être

limitante dans les cas de faible renouvellement d'eau. En pisciculture marine, les problèmes de disponibilité en oxygène dans les couches superficielles de la colonne d'eau sont rares voire inexistants à des densités d'élevage raisonnables (Karakassis, 2013). En revanche, des phénomènes d'anoxie benthique peuvent apparaître dans le cas d'enrichissement organique importants lié aux dépôts des effluents d'élevage sur le fond (Fernandes et al., 2001; Wu, 1995).

Enfin, l'importance donnée à chaque type d'impact doit également tenir compte du contexte socio-culturel et réglementaire qui participent à définir leur acceptabilité (Rey-Valette and Mathé, 2017). La surveillance et le contrôle de l'impact sur le benthos font par exemple partie intégrante des méthodes de suivi de l'aquaculture marine établies en Europe et aux Etats-Unis (Telfer et al., 2009). L'évaluation du risque et de la sévérité de l'impact sur le benthos servent également d'éléments d'aide à la décision dans le cadre des procédures d'octroi de licence d'exploitation (FAO, 2009). Cet impact environnemental conditionne donc l'implantation de nouvelles fermes et le développement du secteur. Pour l'ensemble de ces raisons, et bien que ce travail ait pour objectif d'aborder la durabilité environnementale de la pisciculture avec une vision holistique, un intérêt particulier a été porté à l'impact sur le benthos.

2. EFFETS DES REJETS ET IMPACT BENTHIQUE

2.1. Effluents d'élevages aquacoles nourris

La pisciculture et les autres formes d'aquaculture nourries génèrent des émissions de nutriments (carbone, azote et phosphore) sous formes solide ou dissoute via les effluents d'élevage dans l'environnement (Figure I.3). Les rejets solides organiques proviennent principalement de la nourriture non consommée et des excréments et dans une moindre mesure du biofouling qui se développe sur les structures d'élevage et de la dégradation d'animaux d'élevages morts (Dauda et al., 2019). Les rejets dissous, principalement l'ammonium (NH_4^+), nitrates (NO_3^-), phosphates (PO_4^{3-}), l'urée et les rejets gazeux, le dioxyde de carbone, proviennent du métabolisme des animaux et sont excrétés par le poisson ou émis lors de la respiration. De manière générale, la quantité de rejets générés par la ferme varie avec la biomasse en élevage. Par conséquent, plus l'échelle de production ou la densité d'élevage est élevée, plus il y aura de rejets.

Une proportion importante des nutriments distribués sous la forme d'aliment est perdue dans l'environnement. Le gaspillage alimentaire, c'est-à-dire la fraction d'aliment non consommée est très variable et dépend largement des pratiques d'alimentation (Cromey et al., 2002; Reid et al., 2009). Pour le saumon Altantique (*Salmo salar*), des taux de gaspillage variant de 0 à 40% ont été rapportés, avec cependant les valeurs les plus fréquemment citées se situant entre 5 et 10 % pour l'ensemble du cycle de production (Chamberlain and Stucchi, 2007). Les nutriments ingérés sont en partie digérés par l'animal, le reste étant excrété via les fèces. Pour un aliment commercial typique, et en considérant 3%

de gaspillage, environ 18% de la matière distribuée est perdue sous forme solide chez le saumon (Reid et al., 2009). Une fois digérés, les nutriments sont fixés (ou retenus) sous la forme de gain de biomasse ou excrétés via les déchets métaboliques dissous. En moyenne, chez les principales espèces piscicoles, 51 à 90% de l'azote et 60 à 83% du phosphore sont émis sous forme particulaire et dissoute sans compter les nutriments perdus dans l'aliment non consommé (Piedrahita, 2003).

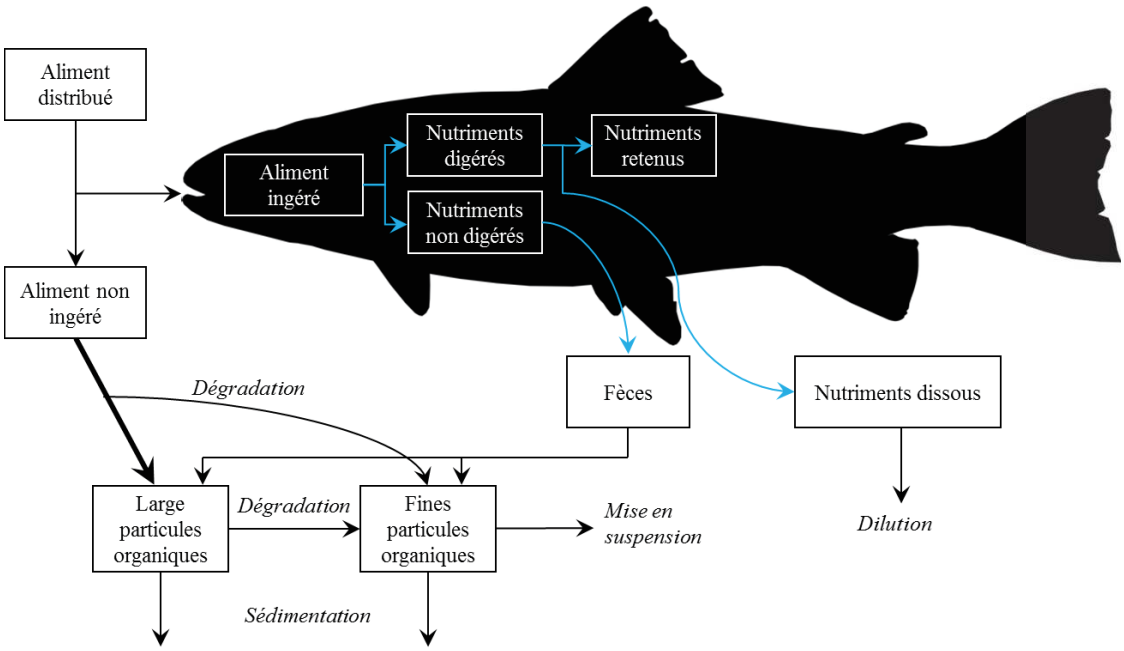


Figure I.3. Devenir des nutriments dans l'environnement, de la distribution de l'aliment à la production des effluents d'élevage en pisciculture (Adapté de Reid et al., 2009).

L'enrichissement du milieu en azote et phosphore dissous peut affecter la composition, la structure et la croissance des communautés phytoplanctoniques et des végétaux supérieurs aux alentours (Marbà et al., 2006; Pitta et al., 2005) et ainsi engendrer des efflorescences algales et des phénomènes d'eutrophisation côtière (Oh et al., 2015; San Diego-McGlone et al., 2008). Cependant, en milieu ouvert, les nutriments ont tendance à se disperser selon les conditions hydrodynamiques jusqu'à des distances de 1 à 2 km des fermes (Jansen et al., 2018). Il est donc difficile d'établir des liens de causalités entre l'activité aquacole et des phénomènes d'eutrophisation à l'échelle d'une baie soumise à d'autres apports anthropiques d'azote et de phosphore (Price et al., 2015). Par ailleurs, ces phénomènes d'eutrophisation n'ont été rapportés que dans le cas de masses d'eaux peu renouvelées ou de zones denses en fermes piscicoles (Price et al., 2015).

En revanche, les rejets solides sont à l'origine des conséquences les plus néfastes pour les stocks de poissons d'élevage et l'environnement d'accueil du fait de leur forte concentration en nutriments, leur

tendance à sédimenter et à s'accumuler dans le milieu et leurs effets sur le benthos et sur la qualité d'eau.

2.2. Impacts des rejets particulaires organiques

L'impact benthique est lié à l'accumulation de particules sur le fond marin. Les particules les moins denses (et en général de plus petites tailles) sédimentent lentement ou restent en suspension dans la colonne d'eau et peuvent être consommées par les communautés pélagiques et benthiques locales (Callier et al., 2013; Troell et al., 2009; Yokoyama, 2013). En revanche, les particules ayant de plus fortes densités (ex. l'aliment gaspillé) ont tendance à sédimenter rapidement à proximité des cages (Reid et al., 2009). L'accumulation de ces rejets solides sur le fond peut induire un enrichissement organique. S'en suit une augmentation du métabolisme des bactéries benthiques aérobies, qui engendre une réduction de la concentration d'oxygène dans le sédiment et par conséquent la formation de couches superficielles hypoxiques ou anoxiques (Holmer et al., 2005). Ces changements peuvent également entrainer l'augmentation de l'activité microbienne anaérobie qui se traduit par la production de substances toxiques (ex. CH_4, H_2S) (Fernandes et al., 2001; Wu, 1995). L'enrichissement organique, la réduction de la disponibilité en oxygène et la production de gaz toxiques peuvent être à l'origine de changements structurels (nombre d'espèces, diversité, abondance, biomasse) dans les communautés benthiques présentes à proximité (Borja et al., 2009; Karakassis, 2000). Ces caractéristiques géochimiques et écologiques du sédiment peuvent servir d'indicateurs ou de proxy du niveau de dégradation de l'environnement benthique.

Les rejets particulaires peuvent aussi induire une augmentation de l'abondance, la productivité et/ou la biodiversité du milieu. Certaines études ont reporté des zones où la biodiversité benthique à proximité de sites aquacoles était accrue par rapport à des zones témoins (Borja et al., 2009; Kutti et al., 2007; Papageorgiou et al., 2009). En effet, dans les milieux oligotrophes, l'apport (non excessif) de nutriments via les rejets particulaires (et dissous) peut accroître la productivité du milieu. Par ailleurs, les fermes aquacoles sont connues pour être des dispositifs d'attractions de poissons (voir la revue Callier et al., 2018). Une revue réalisée sur les impacts de fermes piscicoles en Norvège a montré que l'aliment non consommé par les poissons d'élevage est le principal facteur d'attraction de poissons sauvages (Uglem et al., 2014). Les espèces attirées peuvent aussi bénéficier des habitats fournis par les structures d'élevages et être responsable d'attractions secondaires d'espèces prédatrices (Callier et al., 2018). L'alimentation et donc *a fortiori*, les rejets particulaires sont donc des facteurs explicatifs de l'augmentation de l'abondance d'espèces de poissons sauvages autour des cages (Ballester-Moltó et al., 2015).

De nombreux facteurs influent donc sur la chaîne de cause à effet responsable de l'impact benthique (Figure I.4). Ces facteurs sont essentiellement associés à trois composantes : l'espèce élevée, le système

de production et le site d'élevage. La quantité de rejet particulaire et ses propriétés biophysiques sont essentiellement influencées par les caractéristiques de l'espèce d'élevage et du système de production (Buschmann et al., 2008; Reid et al., 2009). En revanche, le devenir de ces rejets et la réponse de l'écosystème à ces apports est souvent spécifique à chaque site et dépend de la capacité d'assimilation du milieu.

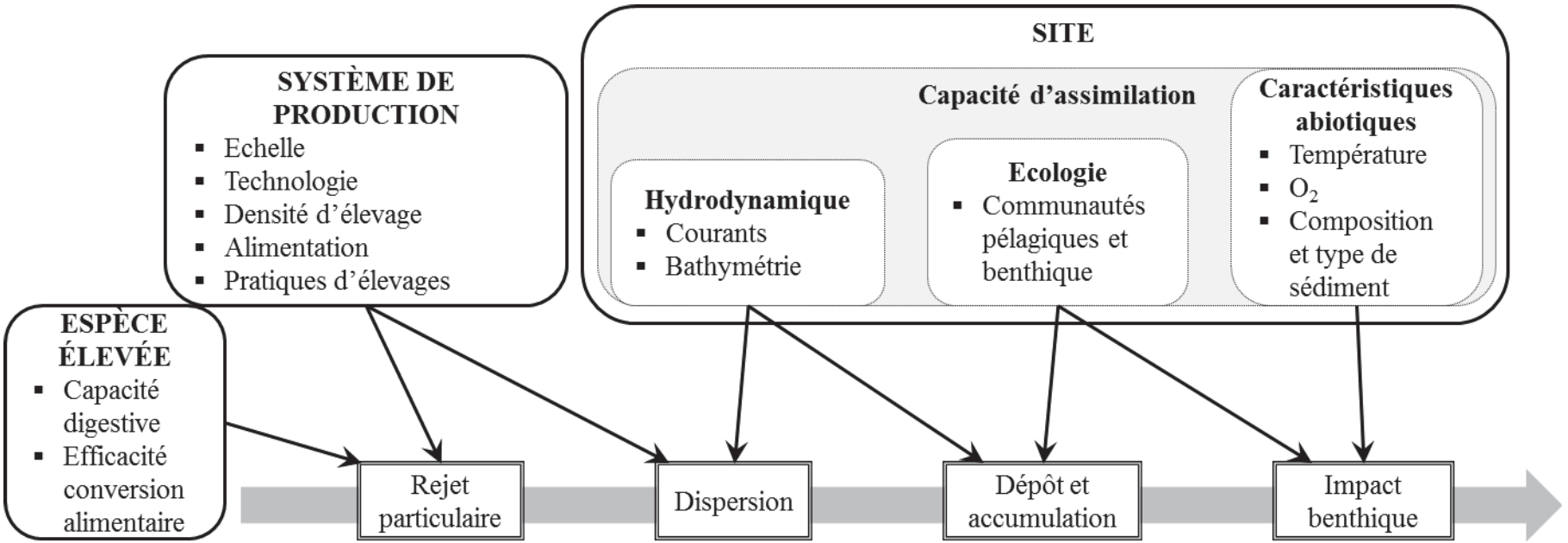


Figure I.4. Principales composantes déterminant l'impact benthique lié à l'accumulation de rejets particulaires piscicoles en milieu marin.

2.3. Capacité de support, capacité d'assimilation et seuils écologiques

La notion de capacité de support, également appelée capacité de charge, est couramment utilisée en aquaculture et se décline en plusieurs sous-catégories. Le concept de capacité de support, défini initialement dans le domaine de l'ingénierie comme la masse de chargement qu'un navire peut supporter (Sayre, 2008), a été appliquée pour la première fois vis-à-vis de l'environnement en 1870 pour désigner la capacité de terres (agricoles) à supporter une activité d'élevage (Chapman and Byron, 2018). La notion de capacité de support a ensuite dépassé la question environnementale pour intégrer la durabilité dans son ensemble en incluant ses trois principaux piliers. McKindsey et al. (2006), dans leur application à la conchyliculture, définissent ainsi 4 sous-catégories de capacités de support : physique, productive, écologique et sociale (Tableau I.3). Ces catégories sont considérées pertinentes pour les autres formes d'aquaculture et conformes aux principes de l'AEA (Byron and Costa-Pierce, 2013; Ross et al., 2013). L'importance relative accordée à chaque type de capacité varie en fonction des zones géographiques, des enjeux et des politiques locales et nationales. Par exemple, aux Etats-Unis, au Canada et au sein de l'Union Européenne, les aspects écologiques et sociaux jouent un rôle important dans la régulation et le développement de l'activité, alors qu'en Asie, où les enjeux de sécurité alimentaire sont exacerbés, une plus grande souplesse réglementaire peut être envisagée afin de maximiser la productivité (Ross et al., 2013).

Tableau I.3. Description des différents types de capacité de support en aquaculture (Adapté de Byron and Costa-Pierce, 2013; McKindsey et al., 2006).

Type de capacité de support	Description	Echelle spatiale
Capacité physique	Surface maritime totale pouvant physiquement (substrat, hydrodynamique, etc.) accueillir des fermes.	Régionale
Capacité productive	Niveau maximum de production possible compte tenu des technologies et du système d'élevage considérée.	Locale
Capacité écologique	Niveau de production qui peut être supporté par le site d'accueil sans engendrer de changements irréversibles sur les services écosystémiques et les communautés du milieu.	Locale et Régionale
Capacité sociale	Niveau de développement de la ferme ou du secteur possible sans générer d'impacts sociaux inacceptables (par les décideurs).	Locale et Régionale

La capacité d'assimilation est une notion étroitement liée à celle de la capacité de support. La capacité d'assimilation se définit comme *la capacité d'un écosystème* (récepteur) *à maintenir un environnement sain et à recevoir les déchets* (Fernandes et al., 2001). Une définition plus récente, décrit

une faculté du site d'accueil à gérer, dans la colonne d'eau et le sédiment, une pollution (matière organique, nutriment, produit thérapeutique, contaminant chimique) sans altérer l'état ou les fonctions de l'écosystème (Ferreira et al., 2013). Nous ne développerons dans ce travail que la capacité d'assimilation des rejets particulaires organiques. La principale différence entre capacité d'assimilation et capacité de support réside dans le fait que la première est indépendante du système de production alors que la dernière est définie vis-à-vis de la biomasse en élevage (Figure I.5). La capacité de support écologique d'un site pour une ferme donnée est donc dépendante de sa capacité d'assimilation, et son évaluation nécessite la compréhension de fonctions remplies par l'habitat, c'est-à-dire la dispersion, la dégradation et le transfert de la matière aux réseaux trophiques.

La dispersion des rejets particulaires dépend des caractéristiques hydromorphologiques de l'écosystème récepteur, notamment la profondeur et l'hydrodynamique du site (Figure I.4). D'une manière générale, plus les conditions sont dispersives (profondeur importante et courants forts), plus les rejets sont transportés et déposés loin de la ferme. La faune pélagique sauvage présente à proximité des cages peut se nourrir des rejets particulaires, notamment les aliments gaspillés, et ainsi réduire la quantité de matière déposée sur le fond (Ballester-Moltó et al., 2017; Fernandez-Jover et al., 2008). Les actions de la faune benthique sur le sédiment (alimentation, bioturbation) et l'activité des communautés bactériennes influencent ensuite les processus de dégradation et de minéralisation de la matière organique (Heilskov et al., 2006; Heilskov and Holmer, 2001; Wu, 1995), de même que les caractéristiques abiotiques (ex. température, teneur en O_2, pH) de la masse d'eau et du sédiment (ex. granulométrie, taux de fer).

Une formalisation intéressante des notions de capacité de support écologique et capacité d'assimilation a été proposée par Tett et al. (2011) (Figure I.5). Selon ce modèle, la relation entre le niveau de rejet et le changement d'état de l'écosystème suit une fonction logistique. D'autres types de modèles non-linéaires ont également été proposés pour relier quantitativement des flux de matières déposées à des effets écologiques (Cromey et al., 2012; Hargrave, 2010; Riera et al., 2017). Ces modèles non-linéaires impliquent l'existence de seuils écologiques (point d'inflexion de la courbe) qui une fois franchis génèrent un changement brutal de l'état de l'écosystème, d'un bon état (Cf. « safe region » sur la Figure I.5) vers un état dégradé (Groffman et al., 2006).

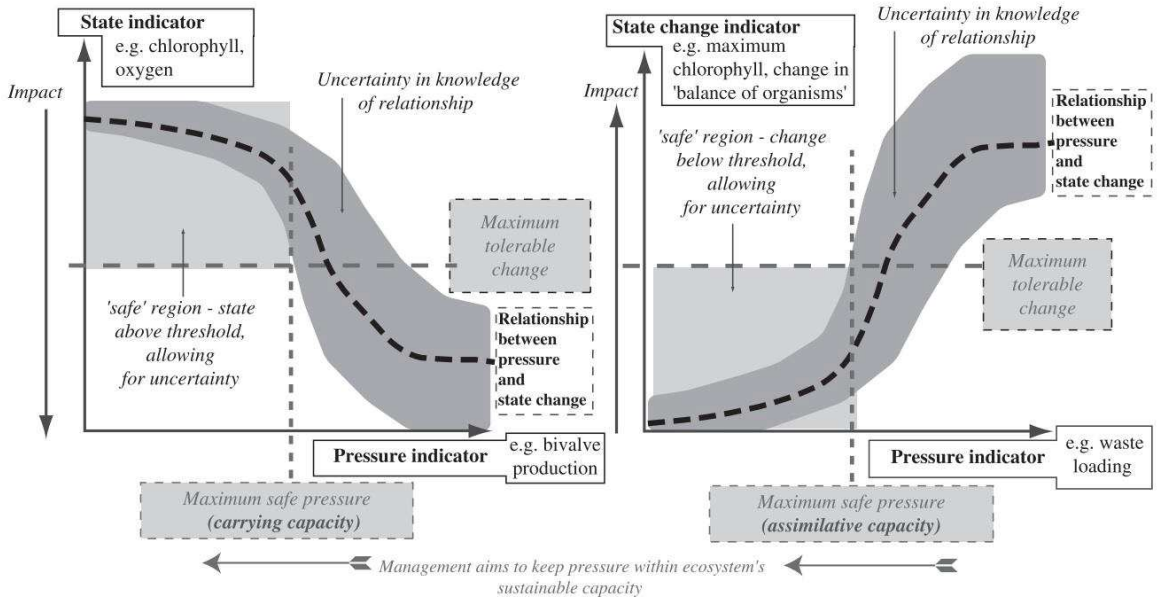


Figure I.5. Schématisation conceptuelle de la capacité de support et capacité d'assimilation (Tett et al. 2011).

Etant donné la nature multifactorielle des processus qui les détermine, les capacités d'assimilation et de support écologique des sites sont le plus souvent évaluées à l'aide d'outils de modélisation. Une description de ces outils est disponible dans la section 4.1.

3. MESURES ET SOLUTIONS DE REDUCTION DE L'IMPACT BENTHIQUE

Un grand nombre d'initiatives et de solutions ont été développées pour réduire la quantité et/ou les effets des rejets en aquaculture marine. La principale solution pour réduire les rejets repose sur la bonne utilisation et conversion de l'aliment en biomasse. Des progrès considérables ont été réalisés en nutrition aquacole afin de contrôler le comportement des granulés dans la masse d'eau (ex. flottaison)d'optimiser la formulation des aliments (proportion et choix des ingrédients) et les techniques de fabrication pour augmenter la digestibilité des aliments (Drew et al., 2007; Glencross et al., 2007). L'utilisation croissante de probiotique en aquaculture a aussi montré son efficacité pour contrôler le microbiome intestinal et ainsi améliorer la digestibilité globale de l'aliment (Balcázar et al., 2006; El-Haroun et al., 2006). L'optimisation de l'assimilation de l'aliment s'est aussi construite autour du développement du génie génétique en aquaculture. La production de lignées génétiquement modifiées a par exemple permis d'augmenter l'assimilation des nutriments et ainsi de réduire les rejets d'azote et de phosphore de 50 à 60% chez le tilapia (Lu et al., 2009). De même, la mise en place de programmes de sélection génétique a abouti à une réduction de 20% de l'indice de conversion alimentaire (IC), c'est-à-dire la quantité d'aliment distribuée par kilo de biomasse produite, sur 5 générations chez le saumon (Gjedrem and Baranski, 2009). D'une manière générale, l'IC a largement diminué au cours des

dernières années et se situe aujourd'hui entre 1.0 et 2.4 pour les principales espèces piscicoles produites (Fry et al., 2018). Ces progrès vont également de pair avec l'utilisation de nouvelles méthodes de nourrissage (ex. distribution automatisée, barge d'alimentation, systèmes d'auto-alimentation, etc.) permettant de réduire le gaspillage alimentaire. Néanmoins 1) les améliorations observées ces dernières années ne pourront se poursuivre au même rythme à cause des limites biologiques ; 2) la réalisation effective des progrès est très dépendante des conditions environnementales et des pratiques des éleveurs 3) ces avancées concernent essentiellement les principales espèces produites et des marges d'amélioration importantes existent encore pour les nouvelles espèces en voie de domestication.

Une deuxième approche pour diminuer les effets des rejets de la pisciculture marine repose sur la maximisation de leur dilution dans le milieu. En amont de l'installation d'un projet aquacole, cela consiste à sélectionner des sites dispersifs, afin de réduire l'accumulation des rejets sous les cages et de les disperser sur des aires totales plus larges et par conséquent à des niveaux de dépôts plus faibles (Keeley et al., 2013) et potentiellement plus facilement assimilable par les écosystèmes. Ces sites sont caractérisés par de plus fortes capacités d'assimilation et présentent donc en théorie une plus grande inertie aux effets benthiques (Borja et al., 2009; Frid and Mercer, 1989; Keeley et al., 2013). Les modalités de sélection de sites dans le cadre d'une planification spatiale de l'aquaculture sont détaillées ci-après (Cf. section 3.1). Lorsque les sites ne garantissent pas une dilution suffisante, d'autres solutions techniques ont été imaginées. On peut notamment citer l'installation de soufflantes sous-marines (Buschmann et al., 2008), l'ancrage des structures d'élevage à un point unique pour mettre à profit le mouvement naturel des cages avec les courants et vents (Goudey et al., 2001) ou encore les principes de rotation culturale sur différents sites et de jachères (Zhulay et al., 2015). Cependant, chacune de ces solutions repose entièrement sur la capacité d'assimilation du milieu puisque les rejets y demeurent.

L'extraction mécanique des rejets est une approche alternative. Différents accessoires de collecte des particules fixées au fond des cages ont été testés, ainsi que l'utilisation de véhicules télécommandés sur les fonds marins afin de pomper les sédiments sur les zones les plus affectées (Buschmann et al., 2008). Des systèmes d'élevage semi ou totalement clos en mer ont également été développés (Chadwick et al., 2010; Nilsen et al., 2017) et permettraient d'isoler le milieu d'élevage de l'environnement et ainsi de collecter, traiter ou extraire tout ou partie des rejets particulaires. Cependant, le haut niveau de technicité de ces alternatives et leurs coûts d'exploitation limitent fortement leur transfert à l'échelle commerciale (Buschmann et al., 2008). Par ailleurs, l'utilisation de ces technologies, tout comme leurs équivalents terrestres (ex. circuits recirculés), pose la question de leur coût énergétique (Ayer and Tyedmers, 2009; McGrath et al., 2015). L'utilisation systématique de ce type de technologies pour le développement de l'aquaculture aurait donc potentiellement pour conséquence de déplacer la problématique environnementale d'une échelle locale (impact sur le benthos et l'eutrophisation) à une échelle globale (consommation énergétique et effet de serre induit).

La société s'oriente de plus en plus vers des activités industrielles durables capables de recycler et valoriser les déchets qu'elles génèrent (Edwards, 1993). L'aquaculture doit également s'inscrire dans cette mouvance. Il est donc nécessaire d'enclencher une transition du paradigme d'extraction et/ou dilution des effluents d'élevages vers des principes d'intégration et de valorisation des déchets. La recherche aquacole est donc aujourd'hui portée sur la conception de nouveaux systèmes et technologies d'ingénierie écologique qui considèrent les rejets comme une ressource (Troell et al., 2009). Les systèmes en aquaponie et les systèmes d'aquaculture multi-trophiques intégrés en sont des exemples (Cf. section 3.2).

3.1. Planification spatiale : cadrage, zonage et sélection des sites

La planification spatiale de l'aquaculture en suivant le cadre l'EAA a le potentiel de réduire nombre des externalités négatives liées à l'activité et à son développement non coordonné (Corner et al., 2019). La planification spatiale se structure en plusieurs étapes successives, le cadrage, le zonage et l'étape de sélection des sites précédemment évoquée.

L'exercice de cadrage consiste à établir des objectifs de développement aquacole dans le cadre d'un plan stratégique ou d'une politique nationale. Une analyse sectorielle est réalisée afin de caractériser le type et la taille des infrastructures présentes et prévues ainsi que les espèces d'élevage envisagées (Aguilar-Manjarrez et al., 2017). Du point de vue environnemental, l'étape de cadrage permet également d'établir les priorités en termes de conservation d'écosystèmes sensibles ou d'intérêt écologique.

Le zonage a pour objectif de réunir et faire converger des critères biophysiques en lien avec les espèces et les systèmes d'élevage (ex. qualité d'eau, température, bathymétrie, hydrodynamique), environnementaux (ex. proximité aux habitats sensibles, distance aux autres sources de pollutions), sociaux (ex. proximité d'autres activités marines), économiques (ex. distance des cages à la côte, accès aux routes) pour délimiter spatialement des zones (donc des ensembles de sites) favorables et compatibles avec l'activité aquacole (Aguilar-Manjarrez et al., 2017). De nombreux outils ont été développés pour accompagner les parties prenantes (autorités publiques, investisseurs, autres usagés) du secteur aquacole dans cette tâche, notamment les technologies de télédétection (remote sensing), les systèmes d'information géographique (SIG ou GIS pour geographical information system), les outils d'analyse et de cartographie des risques (Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017). Ils permettent de pondérer, spatialiser et intégrer les critères précédemment décrits afin d'évaluer les risques de dégradation environnementale mais aussi les risques sanitaires, de catastrophes naturelles ou d'interactions indésirables avec les autres usages, associés à l'utilisation de ces zones pour l'aquaculture. Celles présentant un risque trop important sont exclues, conformément à l'application du principe de précaution (Organisation des Nations Unies, 1992). Cependant, les outils employés lors du

zonage ne sont pas utilisés pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de l'aquaculture à proprement parler.

Subséquemment, la sélection des sites vise à identifier pour un projet aquacole donné (espèce, infrastructure, échelles, pratiques, etc.), un site qui permette d'optimiser le niveau de production tout en diminuant autant que possible les impacts et les risques environnementaux et sociaux (Aguilar-Manjarrez et al., 2017). Cette étape est généralement gérée par les acteurs privés souhaitant investir dans le secteur, en lien avec les autorités publiques en charge de définir des procédures d'octroi de licence et d'évaluation d'impact environnemental, ainsi que les critères et limites d'acceptabilité vis-à-vis des impacts évalués. En pratique, cela consiste généralement à réaliser une étude/notice d'impacts sur l'environnement (EIE ou EIA pour environmental impact assessment) qui comprend notamment l'évaluation détaillée de la capacité de support écologique du site. Cette évaluation se base sur la prédiction de l'impact de la ferme sur l'environnement benthique et/ou sur la qualité d'eau et sa comparaison à des normes de qualités environnementales (NQE ou EQS pour environmental quality standards) (IUCN, 2009). Pour ce faire, différents modèles numériques permettant de simuler l'émission des rejets, leur devenir dans l'écosystème et les changements d'état biogéochimiques du sédiment ou de la masse d'eau associés, sont utilisés, des exemples sont décrits dans la section 4.1. La validation d'une demande d'attribution de licence donne lieu à la définition de seuils de productions, à la délimitation d'une zone d'exploitation et éventuellement d'une zone d'effet admissible (ZEA ou AZE pour allowable zone of effect) ainsi qu'à la définition d'un protocole de suivi des impacts de la ferme dans le temps. Une synthèse des différences entre zonage et sélection de site est proposée dans le Tableau I.4.

Tableau I.4. Différences entre zonage et sélection de site.

	Zonage	Sélection de site
Objectif	Déterminer les environnements à faible risque environnemental	Maximiser la production, évaluer le potentiel impact environnemental et le réduire
Principaux outils d'évaluation	SIG, système d'aide à la décision, télédétection	Modèles : hydrodynamiques, de fonctionnement ferme, de dispersion particulaire et écosystémique.

Plusieurs obstacles à la mise en œuvre de la planification spatiale de l'aquaculture demeurent. Une enquête récente réalisée auprès des parties-prenantes de la filière dans 21 pays du pourtour de la Méditerrannée et de la Mer Noire, a mis en évidence que les processus de sélection de site sont longs et peuvent constituer des freins au développement de l'aquaculture (Corner et al., 2019). Les longs

délais de traitement et le manque général de clarté de ce qui est formellement requis pour la demande d'attribution d'une licence d'exploitation, peut décourager les investisseurs à dépenser les ressouces nécessaires à la réalisation des études (y compris l'EIE) pour la sélection de sites propices (Corner et al., 2019). L'évaluation des impacts environnementaux est donc une étape déterminante pour le développement du secteur. La meilleure intégration des problématiques de premier ordre, comme l'impact sur le benthos, dès la phase de zonage pourrait permettre d'identifier plus clairement les zones propices ou non au dévelopement aquacole et ainsi faciliter l'étape de sélection de site. Cela nécessite la réalisation d'analyses exploratoires qui aient pour objectif d'évaluer la capacité d'assimilation d'un ensemble de sites et qui tiennent compte des potentiels systèmes d'élevage et espèces envisagées sur la zone d'étude.

3.2. Aquaculture intégrée multi-trophique et bioremédiation

Les systèmes d'aquaculture multi-trophique intégrée (AMTI ou IMTA pour integrated multi-trophic aquaculture) sont susceptibles de limiter les rejets de l'aquaculture nourrie (Neori et al., 2004; Troell et al., 2003). Le principe de l'AMTI est de recycler les nutriments rejetés par les systèmes mono-spécifiques (monoculture) nourris et de les convertir en biomasse à travers une diversification trophique des espèces élevées. En pratique, cela consiste à intégrer au système des organismes extractifs de niveaux trophiques inférieurs, capable d'ingérer les déchets organiques solides et inorganiques dissous ; c'est une application directe du principe d'intégration de l'AEA à l'échelle de la ferme (Barrington et al., 2009). Le choix de l'espèce extractive à intégrer est évidemment fonction du service de bioremédiation recherché, mais doit également tenir compte de la valeur économique de cette espèce, des contraintes zootechniques de sa production, de la cohérence entre les caractéristiques de l'habitat et ses besoins physiologiques et de son efficacité de bioremédiation (Barrington et al., 2009).

Dans sa forme la plus complexe, un système AMTI peut comprendre un compartiment nourri (ex. poisson, crevette) et quatre compartiments extractifs : espèces autotrophes (ex. macro et micro algues), filtreurs (ex. bivalves, certaines holothuries), déposivores (ex. polychètes, holothuries et autres invertébrés benthiques) et bactéries (Chopin, 2013). Ces trois derniers compartiments peuvent assurer un service de bioremédiation des rejets organiques particulaires. En milieu ouvert, il est plus facile d'intégrer et de gérer la culture de filtreurs ou de déposivores que des cultures bactériennes. Les filtreurs sont capables de capter les particules en suspension dans la colonne d'eau alors que les déposivores se nourrissent des particules sédimentées. Ces derniers présentent un intérêt pour réduire l'impact benthique des systèmes en monoculture.

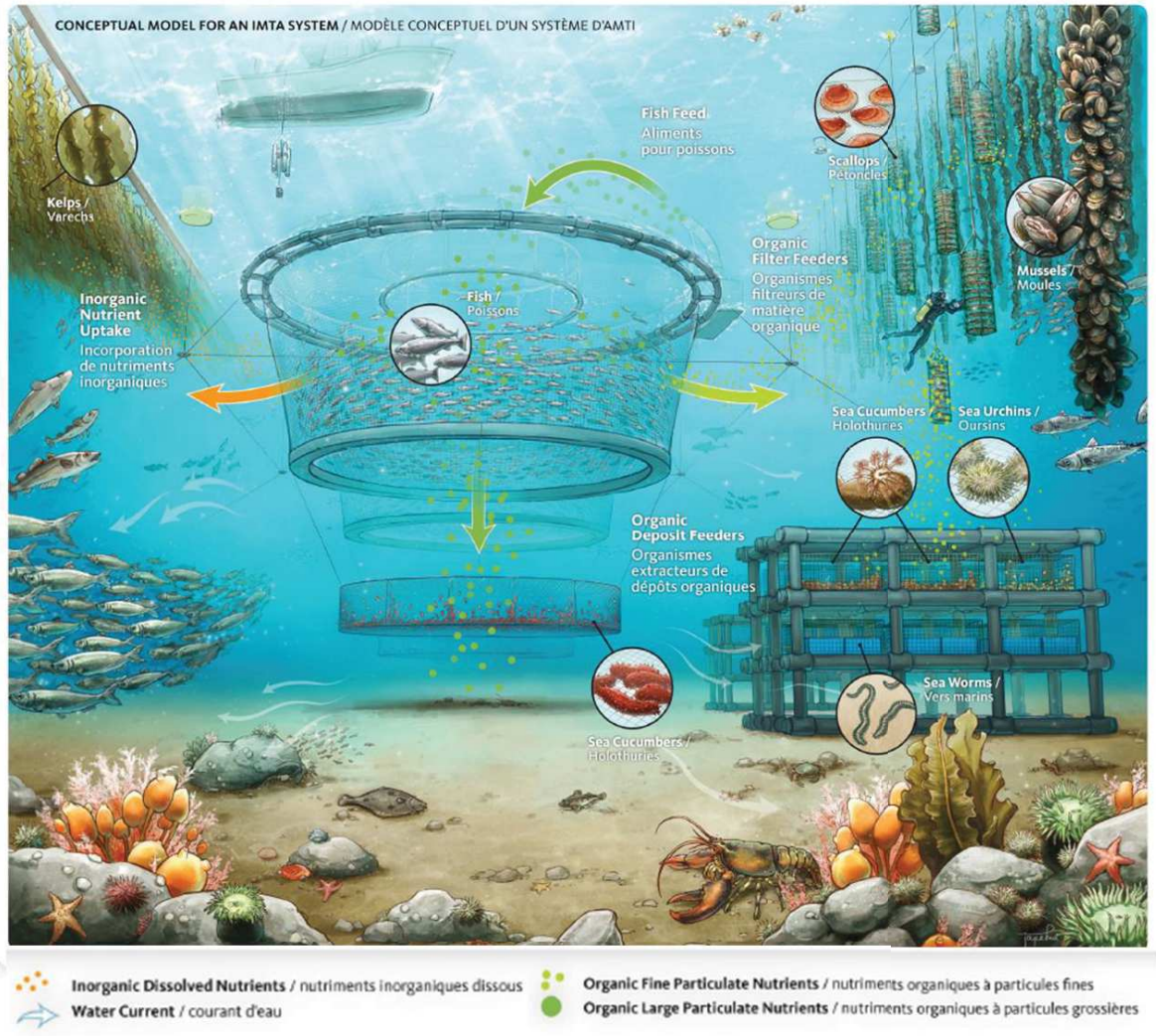


Figure I.6. Modèle conceptuel d'un système d'aquaculture multi-trophique intégré comprenant des organismes nourris, autotrophes, filtreurs et déposivores (Fisheries and Oceans Canada, 2019).

Les observations empiriques d'espèces déposivores dans des sites fortement sédimentaires ou eutrophes, ainsi que celles de nourrissage sur des rejets aquacoles et du biofouling (Ahlgren, 1998; Ito, 1995) ont motivé la réalisation d'essais expérimentaux contrôlés. De précédentes études ont ainsi pu démontrer la capacité de différentes espèces de polychètes (Brown et al., 2011; Fang et al., 2017), holothuries (MacDonald et al., 2013; Nelson et al., 2012; Robinson et al., 2019) et d'oursins (Israel et al., 2019; Orr et al., 2014) à ingérer et métaboliser les fèces de poissons. A titre d'exemple, l'espèce d'oursin *Paracentrotus lividus* a montré une croissance accélérée en association avec des poissons en milieu ouvert dans le cadre d'un pilote à proximité de cages piscicoles de saumon Atlantique en Ecosse (Cook and Kelly, 2007) et d'essais à une échelle semi-commerciale en co-culture avec des dorades royales (*Sparus aurata*) en Israël (Shpigel et al., 2018). Des bonnes performances de croissance et de survie ont également été obtenues à l'échelle pilote pour la culture d'holothurie *Apostichopus japonicus* sous des cages piscicoles en Chine (Yu et al., 2014) et au Japon (Yokoyama, 2013). De nombreuses

autres associations d'espèces ont été testées, voir la revue de Zamora et al. (2018) pour les références concernant les holothuries, ou les revues plus générales de Troell (2009) et de Barrington et al. (2009). Plusieurs références ont démontré des réductions d'accumulation organique dans le sédiment sous des élevages piscicoles ou conchylicoles en lien avec la co-production d'espèces déposivores (Hannah et al., 2013; MacTavish et al., 2012; Slater and Carton, 2009; Yu et al., 2014, 2012). Aucune référence ne mentionne à ce jour de telle co-production à l'échelle commerciale, le potentiel bénéfice écologique généré par l'intégration d'espèces déposivores n'a donc pas encore été mesuré à cette échelle de production. Par ailleurs, étant donné que le potentiel de bioremédiation des espèces extractives n'est pas linéaire et qu'il est dépendant de l'infrastructure d'élevage choisie pour ces nouvelles espèces, toute extrapolation de mesures réalisée à l'échelle du pilote semble hasardeuse (Troell et al., 2009).

Au cours de ces dix dernières années, plusieurs modèles numériques ont été développés en vue d'estimer le potentiel de bioremédiation des rejets organiques par des espèces déposivores en AMTI (Cubillo et al., 2016; Lamprianidou et al., 2015; Ren et al., 2012; Watanabe et al., 2015; Zhang and Kitazawa, 2016). Ces études ont eu pour objectif commun de prédire la quantité de matière organique ou de nutriment prélevée par les espèces déposivores, en comptabilisant ou non les déchets produits par ces mêmes espèces au cours de leur croissance, et en estimant ou non la variation d'impact écologique local associée (Angel and Freeman, 2009). Le nombre encore limité et surtout les conclusions divergentes de ces études encouragent à la réalisation de nouvelles recherches. Par ailleurs, afin d'éviter un transfert de pollutions entre types d'impacts environnementaux, il est également nécessaire d'évaluer les impacts associés aux cycles de vie de ces espèces extractives (ex. consommation énergétique pour la production de juvénile) et à leur intégration au sein de systèmes d'élevage en monoculture. A ce jour, à notre connaissance une seule étude a proposé une évaluation intégrée des impacts environnementaux locaux et globaux de systèmes en AMTI (Mendoza Beltran et al., 2018) mais aucune associant des productions de poissons et d'espèces déposivores.

4. METHODES ET OUTILS D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

On distingue deux grand types d'approches pour évaluer les impacts environnementaux directs et indirects de l'aquaculture aux trois échelles spatiales d'intérêts, l'approche site et l'approche cycle de vie. L'évaluation des impacts générés par la ferme et donc pendant la phase de production est appelée « approche site ». Elle permet de réaliser un inventaire des impacts environnementaux directement causés par les activités de production en lien avec la spécificité et la sensibilité du site d'accueil de la ferme. Cette approche est par exemple appropriée pour évaluer la capacité de support écologique de sites aquacoles. En parallèle, l'évaluation des impacts en amont et en aval tout au long de la chaîne de valeur, de l'extraction des matières premières à la production, l'utilisation, le traitement des déchets en fin de vie et leur élimination finale (du berceau à la tombe), revient à adopter une approche cycle de vie (ISO, 2006) (Figure I.2 et Cf. section 4). Cette approche permet de comptabiliser les flux directs, qui

concernent exclusivement le produit étudié, et les flux indirects, qui tiennent compte des flux qui ont été produits en amont du processus de production (Eurostat, 2001). Elle est donc appropriée pour évaluer les potentiels impacts distants et globaux des systèmes d'élevage. L'approche cycle de vie a aussi pour intérêt de mettre en évidence les étapes les plus impactantes d'un processus de production, ce qui permet d'identifier les priorités d'actions et de proposer des solutions en tenant compte de leur efficacité environnementale (Jolliet et al., 2010). Ces deux approches sont complémentaires car elles adoptent deux perspectives différentes de la durabilité environnementale. Leur utilisation isolée pour réaliser le bilan environnemental d'une activité peut amener à des conclusions radicalement différentes (Larrey-Lassalle et al., 2017), il est donc nécessaire de les adopter conjointement pour tendre vers une vision holistique de la durabilité environnementale de l'aquaculture.

Les méthodes d'évaluation environnementale font souvent appel à des modèles numériques de simulation de processus. Ces modèles sont construits sur la base d'un ensemble de fonctions mathématiques, pour représenter schématiquement le fonctionnement d'un ou plusieurs processus réels à travers la définition de variables et dans un cadre de limites d'utilisation donné. Le développement de ces modèles relève d'un exercice d'équilibre permanent entre besoins de généricité, réalisme, précision et simplicité dans la représentation des processus. Dans le cadre de l'évaluation d'impact environnemental, la modélisation numérique a l'avantage de permettre de simuler des processus qui peuvent être long, coûteux ou dangereux pour l'environnement et qui sont parfois complexes ou impossibles à mesurer expérimentalement.

Les modèles utilisés dans le cadre de l'évaluation de la capacité de support écologique ainsi que ceux adoptant une approche cycle de vie et pertinents pour évaluer les autres principaux impacts environnementaux de la pisciculture marine sont présentés ci-après.

4.1. Modèles de capacité de support écologique : de l'espèce à l'impact.

De nombreux modèles ont été utilisés ou développés pour évaluer la capacité de support écologique ou la capacité d'assimilation de sites. Cela comprend des modèles qui permettent de décrire leurs principales composantes, c'est-à-dire la biologie de l'espèce, le fonctionnement du système d'élevage et le fonctionnement biophysique du site et des modèles d'impacts qui ont pour objectifs de décrire les changements d'état de l'écosystème à l'échelle du site (ou de la ferme) ou plus largement à l'échelle de l'écosystème. Les sorties (outputs) des premiers types de modèles peuvent être utilisées comme données de forçage (inputs) pour les seconds, dans le cadre de système de modélisation (Figure I.7). Modéliser les processus à chaque niveau, puis intégrer ces outils au sein de systèmes de modélisations permet de combiner différentes modalités pour chaque composante (ex. différentes espèces, fermes côtières vs offshores, sites dispersifs vs concentratifs) et tester les conséquences d'une large gamme de situations possibles. Associés à de l'analyse de scénarios, les modèles numériques constituent des outils d'aides à

la décision pertinents pour examiner rapidement les impacts environnementaux d'un ensemble de voies de développement aquacoles (Ferreira et al., 2012).

Aucun des modèles présentés ci-dessous et proposés jusqu'alors n'a la capacité de répondre à toutes les questions. Différents exemples de systèmes de modélisation ont démontré leur intérêt pour de la gestion intégrée des zones côtières, pour faciliter la sélection de sites et pour évaluer leur capacité de support écologique (Ferreira et al., 2009, 2008a, 2008b). Afin de continuer à guider le développement aquacole vers des objectifs de durabilité environnementale, l'enjeu en modélisation est autant sur le développement de modèles plus performants, que sur leur intégration et leur adaptation à de nouvelles espèces et de nouveaux territoires.

Les modèles de croissance individuels constituent la première pierre de ces systèmes de modélisation. Les fonctions de ces modèles varient avec leur degré de complexité. *A minima*, ces modèles permettent de prédire l'évolution de la biomasse en fonction du temps, par exemple le modèle Von Bertalanffy (1957), et/ou de variables environnementales comme le modèle de coefficient de croissance thermique (TGC, pour Thermal Growth Coefficient) d'Iwama et Tautz (1981) ou le modèle bioénergétique de marge de croissance (SfG, pour Scope for Growth) (Bayne, 1976). Des modèles plus complexes, comme le modèle DEB (Dynamic Energy Budget) de Kooijman (2010), intègrent en plus de la température, la disponibilité de l'aliment comme variable de forçage. La théorie du DEB, qui adhère aux principes de la thermodynamique, permet de décrire de façon dynamique les processus métaboliques (ex. respiration, excrétion) et physiologiques (ex. croissance, maturation, métamorphose) au cours du cycle de vie d'un organisme sur la base d'hypothèse concernant l'assimilation, le stockage et l'utilisation d'énergie. Ce type de modèle permet donc de simuler en plus de la croissance, l'ingestion d'aliment ainsi que l'émission des rejets dissous et particulaires.

Ces simulations individuelles peuvent ensuite être intégrées à l'échelle d'une population d'animaux, voir à l'échelle de cohortes d'élevage au sein de modèle de ferme. Ces derniers permettent en général de prédire la dynamique des flux entrants (ex. alevins, aliment) et des flux sortants (ex. biomasse récoltable, morts, rejets) au cours d'un cycle de production. Les modèles de fonctionnement de ferme incluent des modèles comme FARM (Ferreira et al., 2007) ou BREAMOD (Brigolin, 2007).

Les modèles hydrodynamiques comme ROMS (Shchepetkin and McWilliams, 2005) ou FVCOM (Wu et al., 2014) sont utiles pour simuler la circulation et les flux d'eau ainsi que les phénomènes de marée à l'échelle du site, ou de plus vastes zones comme des baies, mer voire des océans. Les modèles hydrologiques, quant à eux, permettent de tenir compte des flux d'eau et/ou de matières d'origine terrestre (ex. pluie, érosion).

Dans la majorité des cas, les modèles d'impact estiment les apports de nutriments dans l'environnement et évaluent les impacts sur les sédiments et/ou sur la colonne d'eau. Quelques exemples pertinents pour la pisciculture nourrie sont présentés dans le Tableau I.5 et décrits ci-dessous. La majorité des modèles disponibles évaluent l'impact des rejets aquacoles sur le milieu benthique et limitent le cadre d'analyse à l'échelle spatiale du site (ou de la ferme). Seuls quelques exemples étendent ce cadre d'analyse à une zone plus vaste et peuvent ainsi intégrer également l'impact sur la qualité de l'eau. Le modèle EcoWin (Ferreira, 1995) est un premier exemple. Il combine la simulation de l'hydrodynamique et de la bio-géochimie des masses d'eaux pour analyser des changements temporels en présence ou absence d'activité aquacole. A une échelle spatiale légèrement plus fine, les modèles tels que le modèle ACExR-LESV (Loch Ecosystem State Vector, Tett et al., 2011) ou le système de modélisation MOM (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring) (Stigebrandt et al., 2004) permettent, en particulier, de simuler les variations de concentrations en oxygène et/ou en ammonium dans la colonne d'eau. Les modèles comme Ecopath avec Ecosim (Colleter et al., 2015) intègrent également des fonctions de suivies des flux d'énergie ou de nutriments dans le réseau trophique, ils sont donc parfois désignés comme des modèles de réseaux trophiques. Ces fonctions particulières leur permettent d'établir des bilans de masse ou d'énergie à l'échelle de l'écosystème et de simuler de manière dynamique l'évolution de la biomasse de différentes populations dans le temps, par exemple en lien avec des apports en nutriments provenant de fermes aquacoles (Byron et al., 2011; Zhou et al., 2015).

Les modèles de dispersion des rejets particulaires sont probablement les modèles les plus appropriés pour évaluer l'impact benthique d'une ferme en lien avec la capacité d'assimilation du site. De nombreux modèles de dispersion sont disponibles (Bannister et al., 2016; Corner et al., 2006; Cromey et al., 2002; Cubillo et al., 2016; Findlay and Watling, 1997; Jusup et al., 2007; Pérez et al., 2002; Stigebrandt et al., 2004; Symonds, 2011). Ces modèles permettent, *a minima*, de simuler le transport des rejets particulaires (advection par les courants et sédimentation) et peuvent également intégrer la simulation l'accumulation des rejets sur le sédiment (dépôt et resuspension). Dans certains cas, les modèles de dispersion permettent aussi d'estimer l'impact sur la géochimie du sédiment et ou la macrofaune benthique grâce à des relations semi-empiriques (Cromey et al., 2009, 2002; Riera et al., 2017).

DEPOMOD (Cromey et al., 2002) est un modèle de dispersion particulièrement reconnu. Ce modèle est structuré en 4 modules : (i) un module de génération de grille (ii) un module de suivi et transport des particules (iii) un module de resuspension (iv) et un module de réponse benthique. Ce modèle a été initialement développé pour évaluer les impacts benthiques de fermes de Saumon en Ecosse. Les équations décrivant le transport des particules ont également montré une bonne transposabilité dans différents environnements physiques en Nouvelle Zélande (Keeley et al., 2013), au Canada (Chang et

al., 2014), en Méditerranée (Cromey et al., 2012), aux Philippines (Aquapark, 2006), ainsi qu'à Madère et aux Açores (Riera et al., 2017). De ce fait, DEPOMOD a été paramétré pour un grand nombre d'espèces piscicoles, telle que la morue (*Gadus morhua L.*), la daurade royale (*Sparus aurata*), le bar commun (*Dicentrarchus labrax*), le maigre (*Argyrosomus regius*) et le milkfish (*Chanos chanos*) et a été adapté en différentes versions (MERAMOD, TROPOMOD, MACAROMOD) (Cromey et al., 2012; Riera et al., 2017; White and Lopez, 2017).

Les modèles de dispersion ont largement démontré leur potentiel dans le cadre d'analyses de scénarios, pour comparer les impacts de différentes pratiques d'élevage (niveaux d'alimentation, densité de charge, AMTI) (Brigolin et al., 2009; Cubillo et al., 2016; Lee et al., 2016). Pourtant, peu d'étude ont mobilisé ce type de modèles dans le cadre d'une analyse de scénarios de développement aquacole. On peut néanmoins citer une étude réalisée aux Philippines mobilisant des modèles de dispersion pour optimiser la réorganisation d'un ensemble de fermes à l'échelle d'une baie (Aquapark, 2006; White and Lopez, 2017). On peut aussi mentionner une étude visant à faciliter la sélection de zones à allouer à la conchyliculture au nord de la mer Adriatique grâce à une évaluation multicritère, comprenant l'estimation de taux de dépôt de carbone particulaire estimé à l'aide d'un modèle de dispersion (Brigolin et al., 2017). Il subsiste donc un manque d'analyse exploratoire à des fins de zonage, qui incluent la variabilité des systèmes aquacoles (pratiques, technologies, échelles) et des environnements hydrodynamiques.

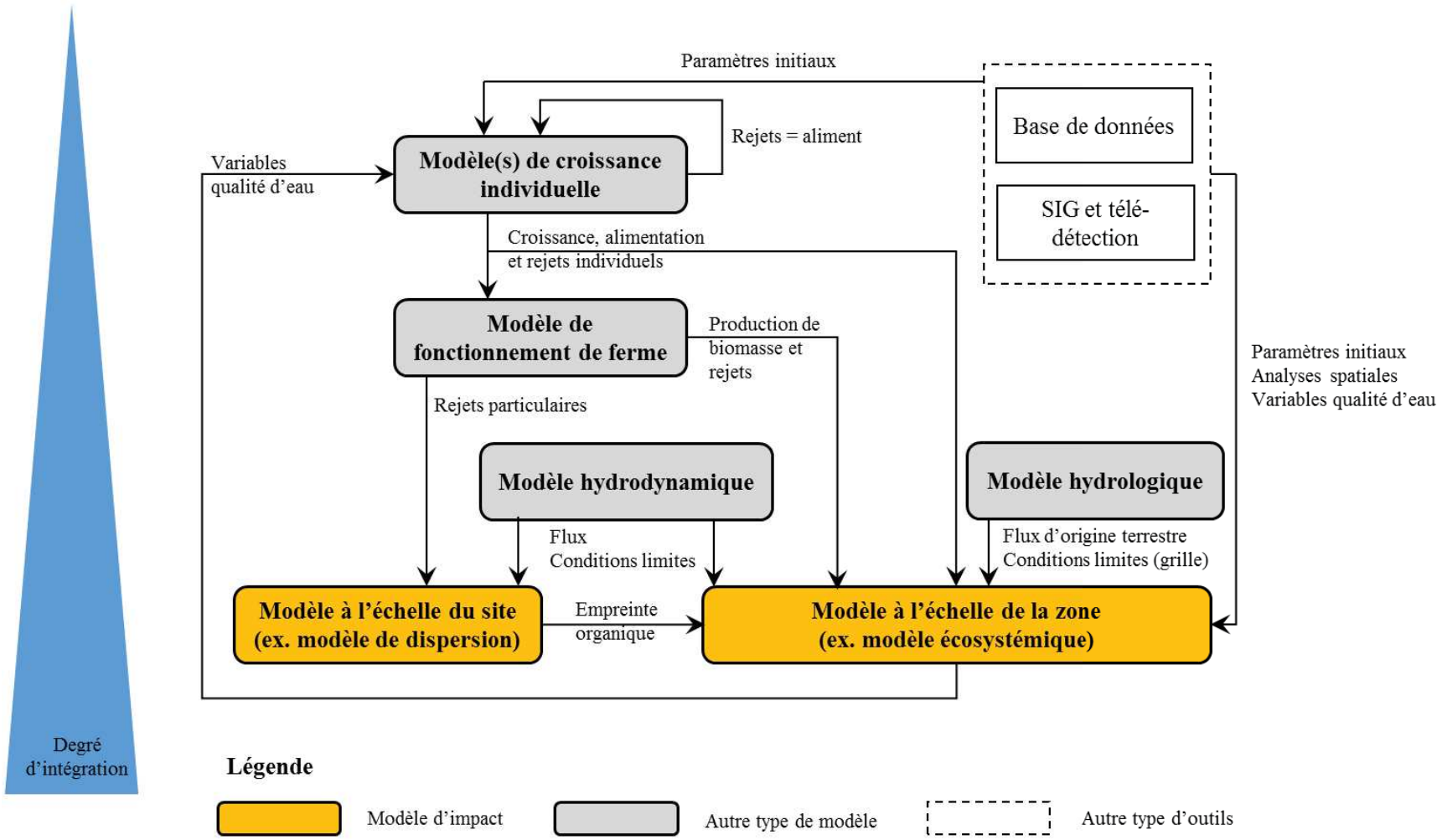


Figure I.7. Système de modélisation générique qui montre comment différents outils et modèles peuvent être utilisés pour fournir les paramètres et données forçage nécessaires au fonctionnement de modèles d'impacts (Adapté de Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017).

Tableau I.5. Exemples de modèles utilisés pour évaluer l'impact environnemental de l'aquaculture avec une approche site.

Modèle	Fonctions considérées	Références
Modèles large zone		
Ecowin	- Ecosystémique - Réseau trophique - Dynamique des populations - Hydrodynamique - Bio-géochimie du sédiment et la colonne d'eau	(Ferreira, 1995)
Ecopath avec Ecosim	- Ecosystémique - Réseau trophique - Dynamique des populations - Emission de rejets CO_2 et solides	(Colleter et al., 2015)
MOM (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring)	- Fonctionnement ferme - Emission des rejets particulaires et dissous - Impact sur la qualité d'eau - Transport et accumulation sur le fond - Impact benthique	(Stigebrandt et al., 2004)
CADS_TOOL (Cage aquaculture Decision Support Tool)	- Fonctions de MOM (intègre une version simplifiée de MOM) - Classification de site sur la base de critères environnementaux et socioéconomique, - Evaluation économique	(Halide et al., 2009)
ACExR-LESV (Loch Ecosystem State Vector)	- Hydrodynamique - Emissions des rejets dissous, thérapeutiques et chimiques - Impact sur la qualité d'eau	(Portilla and Tett, 2007; Tett et al., 2011)
AquaModel	- Hydrodynamique - Emission des rejets particulaires et dissous - Impact sur la qualité d'eau - Transport et accumulation sur le fond - Impact benthique	(Rensel et al., 2008)
Modèles à l'échelle du site ou de la ferme		
DEPOMOD (et ses dérivés)	- Emission des rejets particulaires et chimiques - Transport et accumulation sur le fond - Impact benthique	(Cromey et al., 2012, 2002; Riera et al., 2017)
KK3D	- Emission des rejets particulaires - Transport et accumulation sur le fond	(Jusup et al., 2007)
FARM	- Fonctionnement ferme - Rentabilité économique - Emissions des rejets particulaires et dissous - Impact sur la qualité d'eau	(Ferreira et al., 2007)

4.2. Approche cycle de vie : impacts globaux

Un grand nombre de méthodes d'évaluation environnementale revendiquent une approche par cycle de vie. On peut citer notamment, l'empreinte écologique (Wackernagel and Rees, 1996), l'Analyse des Flux de Matière (AFM) (Eurostat, 2001), l'Analyse de Flux de Substance (AFS) (van der Voet, 2015), l'Empreinte eau (Hoekstra and Hung, 2002), l'Analyse de Réseaux Ecologiques (ARE) (Fath and Patten, 1999), l'exergy (Dinçer and Rosen, 2007), l'emergy (Odum, 1996) et l'Analyse du Cycle de Vie (ACV ou LCA pour Life Cycle Assessment) (Jolliet et al., 2010). Les méthodes ayant trouvé application en aquaculture sont présentées dans le Tableau I.6.

Une étude comparative de plusieurs de ces méthodes et outils a été proposée par Loiseau et al. (2012). Cette étude a mis en évidence que l'ACV était la seule méthode qui permettaient à la fois d'analyser l'ensemble des étapes du cycle de vie (et pas seulement quelques étapes) et d'établir un bilan réellement multicritère. En effet, l'ACV permet de quantifier d'une part des impacts environnementaux aussi divers que le changement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'eutrophisation des écosystèmes marins, l'acidification des sols et d'autre part des indicateurs d'utilisation de ressources (ex. énergie fossile, minéraux, eau). Les approches multicritères sont préférables aux approches monocritères (ex. bilan carbone), car elles permettent d'analyser les relations entre les impacts notamment en suivant les risques de transfert de pollutions entre catégories et échelles spatiales d'impacts (Finnveden et al., 2009).

L'ACV a montré sa pertinence pour évaluer et comparer l'impact des activités aquacoles (Aubin, 2013; Pelletier and Tyedmers, 2008). Une méta-analyse récente a comptabilisé une application de la méthode à 179 systèmes aquacoles différents (Bohnes et al., 2018). L'ACV a été utilisée pour comparer les performances environnementales de systèmes intensifs, semi-intensifs et extensifs, de systèmes conventionnels et biologiques, en circuits fermés et en milieux ouverts, de monoculture et polycultures, de productions similaires provenant de différentes origines géographiques ou pour comparer des produits agricoles et aquacoles (Cao et al., 2013). Une limite importante de l'utilisation de l'ACV pour évaluer des produits et systèmes aquacoles repose sur l'absence de couverture de plusieurs impacts environnementaux clés (Aubin, 2013; Bohnes and Laurent, 2019; Henriksson et al., 2012) dont l'impact benthique.

Les principales espèces étudiées à ce jour sont les espèces piscicoles produites intensivement ou les espèces à forte valeur ajoutée comme les salmonidés, crevettes, bar, turbot, tilapia (Cao et al., 2013; Henriksson et al., 2012), on constate donc un manque vis-à-vis des nouvelles espèces aquacoles et des espèces extractives. Par conséquent, les impacts environnementaux des nouveaux systèmes d'élevage tels que les AMTI sont encore peu documentés (Mendoza Beltrán et al., 2018; Mendoza Beltrán and Guinée, 2014). Il existe donc encore de nombreuses applications potentielles et possibilités

d'amélioration de la méthode. Son utilisation systématique dans la conception de nouveaux systèmes de production, dans l'évaluation et l'optimisation des systèmes existants, dans l'évaluation des scénarios d'expansion du secteur permettront de progresser vers le développement d'une aquaculture durable (Bohnes et al., 2018).

Tableau I.6. Méthodes et outils d'évaluation d'impact environnemental adoptant une approche cycle de vie. Des exemples d'application en aquaculture sont proposés.

Méthode et outil	Description	Références
Empreinte écologique	Exprime la surface théorique (en hectares globaux) nécessaire pour produire les ressources biologiques qu'un individu, une population ou une activité consomme et pour assimiler les déchets générés.	(Kautsky et al., 1997; Roth et al., 2001)
Empreinte eau et eau virtuelle	L'eau virtuelle d'un produit ou service correspond à l'ensemble des consommations d'eau nécessaire à la production de ce produit ou service. L'empreinte eau correspond à la mesure de l'eau virtuelle, et permet de quantifier l'appropriation de la ressource en eau douce par l'activité humaine.	(Troell et al., 2014)
Analyse des Flux de Substance (AFS)	Basé sur le principe de conservation de l'énergie en thermodynamique. Consiste à évaluer les flux d'une substance sur une zone et une période donnée (généralement un an). Les flux se composent des flux entrants, sortants et des stocks (quantités de substances accumulées dans les produits de la zone d'étude).	(Asmala and Saikku, 2010)
Exergy	L'analyse exergy est une méthode basée sur les principes de conservation de masse et d'énergie et d'irréversibilité des phénomènes physiques (1er et 2eme principe de la thermodynamique) pour le design et l'analyse de systèmes thermiques. L'exergy (exprimée en joules), est la partie de l'énergie qui est convertible en toute autre forme d'énergie. Elle est égale à la quantité maximale de travail que l'on peut obtenir d'un système lorsqu'il est amené à l'équilibre avec son état de référence.	(Kucuk et al., 2010; Midilli et al., 2012; Taelman et al., 2013)
Emergy	Méthode basée sur les lois de la thermodynamique qui permet d'exprimer et de quantifier les ressources non monétaires (ressources naturelles telles que le soleil, la pluie, le vent), les ressources monétaires, les services et les produits intervenant dans un système de production sous la forme d'une unité commune basée sur l'énergie solaire (solar emjoule ou sej).	(Lima et al., 2012; Wilfart et al., 2013)
Analyse du Cycle de Vie (ACV)	L'ACV est une méthode normalisée (ISO14040-14043) pour quantifier les flux (extractions et émissions) de matière, d'énergie et de polluants qui traversent le système au cours du cycle de vie d'un produit. Ces flux sont agrégés sous la forme d'indicateurs intermédiaires correspondant à une catégorie de problèmes ou à un effet spécifique (eutrophisation, changement climatique, utilisation de sol, etc…).	(Aubin, 2013; Bohnes et al., 2018; Cao et al., 2013; Henriksson et al., 2012)

5. OBJECTIFS DE LA THESE

Considérant l'ensemble de ces éléments, l'objectif général de cette thèse est de concevoir une méthode d'évaluation des impacts environnementaux à différentes échelles spatiales (locale, régionale, globale) en combinant des outils de modélisations à plusieurs échelles organisationnelles (individu, ferme, filière) et de l'analyse de scénarios.

Cet objectif vient nourrir plusieurs problématiques de recherche :

A. **Comment modéliser un système pour en faire une évaluation environnementale à plusieurs échelles organisationnelles et spatiales ?**
B. **Quelles sont les caractéristiques des systèmes de production qui influencent le plus l'intensité de leurs impacts environnementaux, en particulier sur le benthos ?**
C. **Comment évaluer la capacité d'assimilation de différents sites pour différents systèmes d'élevage à l'échelle d'une zone géographique ?**
D. **Quelle est la capacité de bioremédiation d'un holothuridae en AMTI à l'échelle commerciale ?**
E. **Comment des stratégies de productions peuvent-elles induire des transferts d'impacts entre différents espaces et/ou différents types d'impacts environnementaux ?**

6. CAS D'ETUDE MAYOTTE

6.1. Contexte général

Mayotte est localisée dans l'archipel des Comores, situé au nord du Canal du Mozambique, entre Madagascar et le continent Africain (Figure I.8). Son statut de département français lui confère également un ancrage dans l'Union Européenne et le statut de région ultrapériphérique. Le territoire de Mayotte est également un archipel (374 km² au total), d'origine volcanique, composé de deux iles principales, Petite Terre et Grande Terre et de plusieurs ilots inscrits au sein d'un lagon de 1500 km² (soit plus de 4 fois la superficie terrestre) délimité par un double récif corallien. La seconde barrière de corail est discontinue et forme trois complexes principaux : le récif Nord-Est, les récifs au Sud de Petite Terre et le récif Sud.

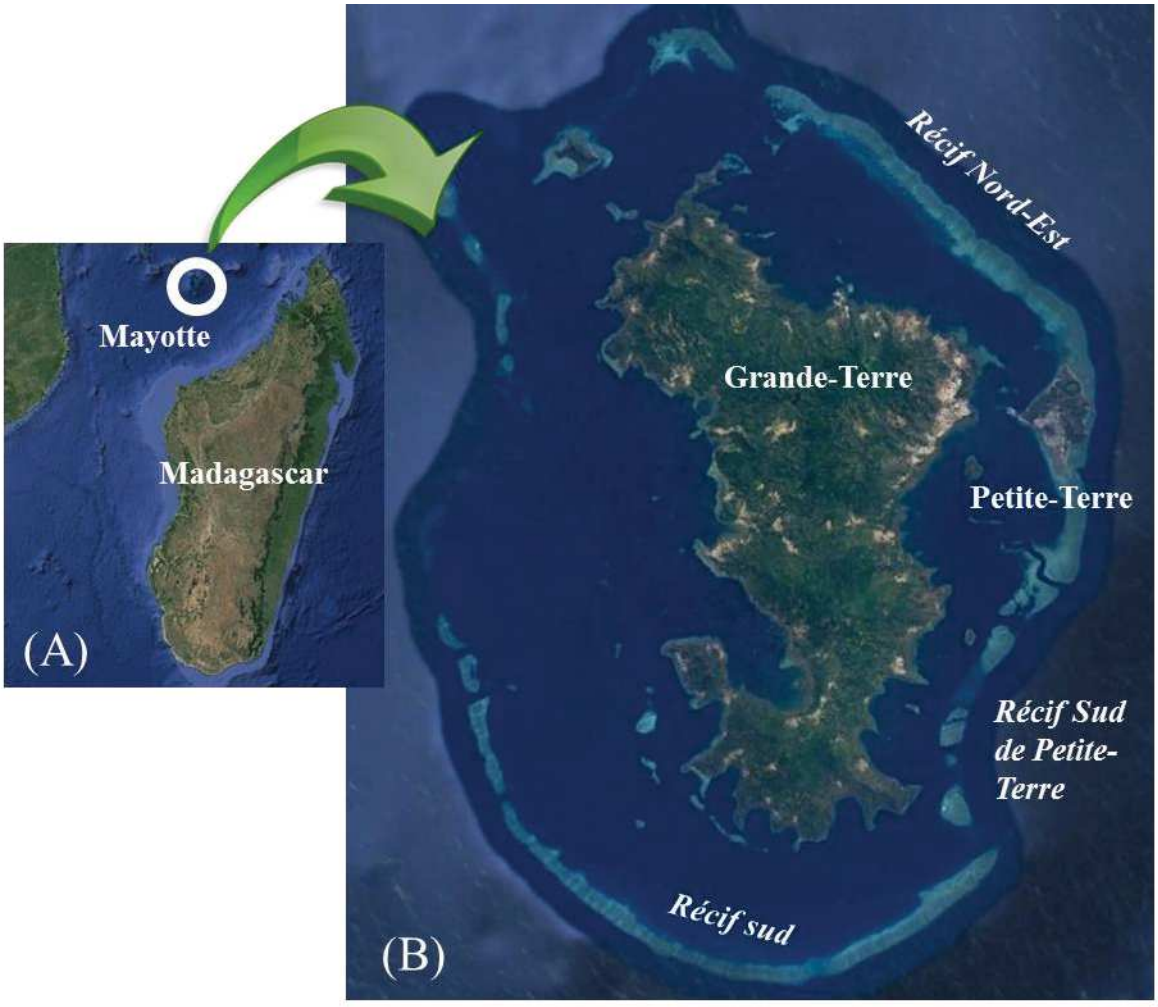


Figure I.8. Vue satellite (A) de la localisation de Mayotte dans le canal du Mozambique et (B) de l'archipel et du lagon (Google earth).

Mayotte connait de fortes problématiques démographiques et socio-économiques. En 2017, la population recensée est d'environ 260 000 habitants ce qui en fait le département Français le plus

densément peuplé, hors île de France (INSEE, 2017). En 2011, plus de 80% de la population vivait sous le seuil de pauvreté (Brasset and Le Pabic, 2014). La quasi-totalité des biens disponibles à Mayotte sont importés du fait de la faiblesse du tissu industriel sur l'île. L'agriculture est essentiellement vivrière, mais l'on trouve également quelques cultures d'exportation telle que la fleur d'ylang-ylang (*Cananga odorata*). De ce fait, le développement de l'aquaculture sur le territoire est perçu comme prioritaire car il représente une source pérenne d'emplois ainsi qu'un approvisionnement local de protéines de qualité (Cabinet Gressard consultants et al., 2013a).

Le lagon de Mayotte présente des caractéristiques favorables au développement de l'activité aquacole ; notamment, une température élevée présentant de faibles amplitudes de variation au cours de l'année (26-29°C), des sites relativement protégés des évènements cycloniques du fait de la présence du système récifal, des profondeurs allant jusqu'à 80 m ainsi qu'un marnage de 0.8 à 2.7 m pouvant atteindre 4 m (Chevalier et al., 2017; Dinhut et al., 2008) assurant un renouvellement hydrodynamique conséquent. Le temps de renouvellement des masses d'eaux du lagon Nord-Est de Mayotte est par exemple d'environ sept jours (Chevalier et al., 2017), ce qui est relativement court en comparaison du temps estimé entre 10 et 120 jours pour d'autres grands lagons d'atolls (Andréfouët et al., 2001). En outre, la localisation de Mayotte au sein du canal du Mozambique lui offre une relative protection face aux tempêtes cycloniques par rapport à d'autres zones tropicales. La barrière récifale renforce cette protection.

Le lagon présente une grande diversité d'écosystèmes comprenant essentiellement des récifs coralliens, mangroves et des herbiers (Figure I.9) couvrant des superficies respectives de 342, 8.5 et 7.6 km² (Trégarot et al., 2017). On distingue trois types de récifs : frangeants, internes et barrières. Les récifs frangeants bordent l'essentiel de la côte (195 km pour 210 km de littoral) et couvrent une superficie de 47 km². Les récifs internes (30 km² - 18 km) correspondent à des zones de pinacles coralliens dispersés ou de patates coralliennes qui reposent sur le fond à l'arrière des barrières, le long des canyons, à l'entrée des passes. Les récifs barrières (266 km²) s'étendent sur environ 200 km de long et sont entrecoupés de 12 passes. Les mangroves sont uniquement situées dans les baies et quelques zones peu profondes situées le long de la côte et s'organisent en bandes de végétation successives parallèles au trait de côte. Les herbiers se répartissent pour la majorité (56% de la surface totale) à proximité de la barrière de corail dans le lagon Nord-Est, 39% près des récifs frangeant de Grande-Terre et 5% autours d'îlots (Loricourt, 2005). En dehors de ces écosystèmes, les fonds marins sont essentiellement constitués de sédiments meubles vaseux ou sablo-vaseux. Bien qu'il existe d'importantes variations au sein du lagon, les sédiments sont de manière générale peu enrichis en matière organique (BRGM, 2011).



Figure I.9. Distribution géographique des principaux types d'écosystèmes marins dans le lagon de Mayotte (Trégarot et al., 2017).

6.2. L'aquaculture d'ombrine à Mayotte

Mayotte présente un fort potentiel pour le développement du secteur aquacole. Le marché mahorais est déficitaire en matière de poisson alors que la consommation moyenne de produits de la mer est de l'ordre de 17 kg par habitant et par an (Conseil Départemental de Mayotte, 2016). La demande en produits de la mer sur le territoire pourrait représenter d'ici à 2020 environ 4500 tonnes (Conseil Départemental de Mayotte, 2016). Le territoire dispose d'une zone économique exclusive (ZEE ou EEZ pour exclusive economic zone) de 74 000 km² qui englobe l'intégralité du lagon. Le développement économique des activités marines est régulé par le Parc Naturel Marin de Mayotte (PNMM) qui s'étend sur une surface de 68 000 km² et se superpose à la ZEE. Le plan de gestion du PNMM approuvé en 2013 intègre et accompagne le développement de l'aquaculture afin qu'il tienne compte de la préservation de l'état de santé de l'écosystème marin.

L'aquaculture à Mayotte est essentiellement piscicole et tournée sur l'élevage d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*). L'ombrine ocellée est une espèce euryhaline et eurytherme qui appartient à la famille des scianidés. Les noms vernaculaires de l'ombrine comprennent également des dénominations comme « tambour rouge » (ou red drum et red fish en anglais). Cette espèce, introduite à Mayotte en 1999, est originellement présente le long de la côte atlantique du Nord des Etats-Unis jusqu'au Mexique (Chamberlain et al., 1990). Dans le milieu naturel, les animaux ont un comportement alimentaire omnivore (Gatlin, 2002). L'ombrine a des caractéristiques intéressantes pour l'élevage, en particulier une croissance rapide (1 kg en moins d'un an), c'est une espèce rustique et peu sensible aux pathologies (Lazo et al., 2010; Sandifer et al., 1993) qui a la possibilité d'atteindre de grandes tailles commerciales. Cette espèce est relativement nouvelle en aquaculture ; les premiers pilotes expérimentaux sont apparus en Martinique en 1985 (Falguière, 2011). L'aquaculture d'ombrine n'a jamais dépassé les 75 000 t annuelles (soit environ 0.1% de la production piscicole mondiale), essentiellement produites en Chine et aux Etats-Unis (FAO, 2019).

Le développement du secteur aquacole à Mayotte est inscrit au sein des plans de développement régionaux. De 1999 à 2013, 7 entreprises ont été créées, dont 4 qui existent toujours. Un pic de production à 200 tonnes a été atteint en 2003, mais la production est depuis continuellement décroissante. En 2008, les poissons issus de l'aquaculture constituaient néanmoins la première exportation de Mayotte. Un schéma régional de développement de l'aquaculture marine (SRDAM) a été rédigé en 2013. Il propose, entre autre, plusieurs éléments relatifs à l'étape de cadrage (état des lieux de la filière, sélection d'espèces potentielles pour la diversification de l'aquaculture voir Annexe 2) ainsi qu'un travail préliminaire de zonage et d'identification des sites propices dans le lagon (Cabinet Gressard consultants et al., 2013a, 2013b). Ce zonage a été validé en lien avec la carte de vocation du parc marin qui définit par ailleurs des espaces marins remarquables et des zones d'intérêts écologiques.

En 2015, un plan stratégique de développement durable de l'aquaculture marine (PSDDAM) est adopté et définit les actions à mener à tous les niveaux de la filière (production, organisation de la filière, mode de commercialisation, environnement, formation et recherche). Ce plan fixe des objectifs de production de 1500t en 2030 selon deux principaux modèles économiques de fermes (Conseil Départemental de Mayotte, 2016). D'une part, des fermes de petite taille, de faible intensité capitalistique destinées à alimenter le marché local et d'autre part, des fermes de plus grande envergure, exigeantes en capitaux et en ingénierie avec des productions essentiellement destinées à l'exportation (Figure I.10). Le PSDDAM reconnait également la nécessité de se doter d'outils de prévision des impacts environnementaux de l'activité aquacole afin de faciliter l'instruction de nouveaux projets au regard de la capacité de support des sites et afin de planifier le suivi environnemental de l'activité.

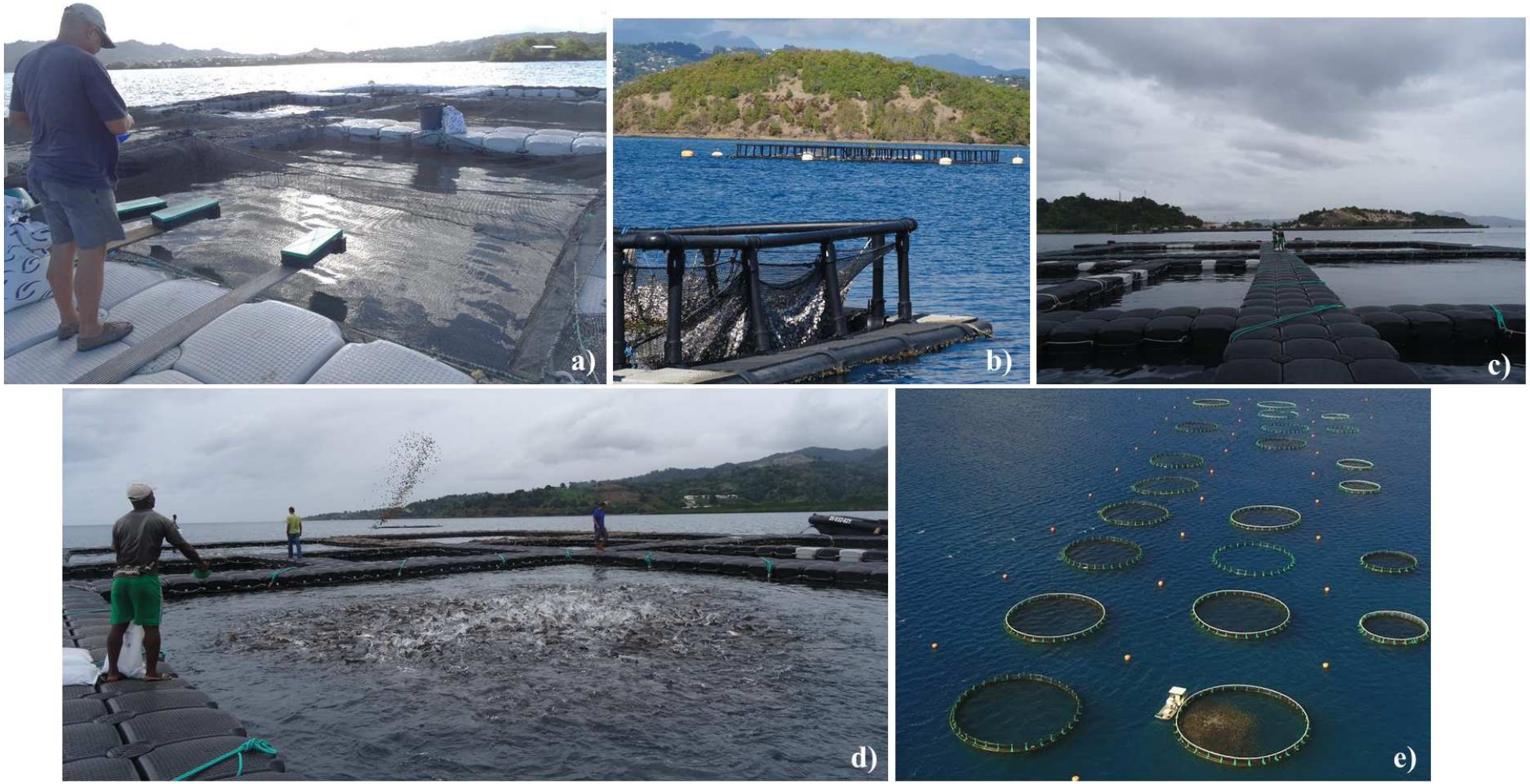


Figure I.10. Exemples de fermes marines d'ombrine : a) et b) Deux fermes à petite échelle en Martinique (source : K. Chary), c) et d) une ferme d'échelle intermédiaire à Mayotte (source : K. Chary) et e) une ferme à plus grande échelle à l'île Maurice (source : l'express.mu).

7 STRUCTURE DE LA THESE

Le manuscrit de thèse se décline en cinq chapitres. Il est basé sur des articles scientifiques publiés, soumis ou en préparation pour être soumis dans des journaux internationaux à comité de lecture. Le deuxième, troisième et quatrième chapitre sont structurés sous la forme d'articles et donc rédigés en anglais. Les autres sections de ce manuscrit sont rédigées en français. Le contenu et les étapes suivies dans chaque chapitre sont résumés ci-dessous. Les figures, tableaux et annexes sont numérotés en commençant par le numéro du chapitre associé (I, II, III, IV ou V). Les annexes sont situées à la fin de chaque chapitre pour les chapitre II, III et IV ou la fin du manuscrit pour les chapitres I et V. Les références se trouvent à la fin de chaque chapitre.

La présente introduction constitue le premier chapitre et expose le contexte, les notions clés, les problématiques de recherche ainsi que les fondements de la méthode développée dans le reste du document.

Le deuxième chapitre présente un nouvel outil de modélisation de systèmes d'élevage aquacole en mer permettant de simuler le fonctionnement (intrants, production et rejets) de différents systèmes d'élevage en monoculture de poisson marin, ainsi qu'une application de cet outil à différents types de fermes d'ombrine ocellée. Ce chapitre est centré sur la question de la modélisation dans des contextes géographiques peu documentés et pour des espèces dont les référentiels zootechniques sont moins bien maitrisés. Les principales étapes de ce travail sont les suivantes :

- Le modèle numérique de simulation de ferme FINS (Farm productIon and Nutrient emiSsions) a été développé puis appliqué à l'élevage d'ombrine ocellée à Mayotte.
- Cette application a nécessité de mesurer expérimentalement la digestibilité de l'ombrine et d'établir un modèle de croissance individuel.
- Des enquêtes ont été réalisées auprès de fermes d'ombrine présentes à Mayotte et dans deux autres territoires français d'outre-mer, la Guadeloupe et la Martinique, afin de produire une typologie de systèmes d'élevage et de construire différents scénarios de fermes.
- L'évolution de la biomasse en poissons, des besoins alimentaires et l'émission des rejets solides et dissous de chaque scénario de fermes ont été simulées avec le modèle FINS.

Le troisième chapitre propose une étude du risque d'impact sur le benthos à l'échelle du lagon Nord-Est de Mayotte pour plusieurs scénarios d'aquaculture combinant différents systèmes d'élevage et environnements hydrodynamiques. Ce chapitre est centré sur la problématique de l'évaluation de la capacité d'assimilation et plus particulièrement de dispersion. Les facteurs prépondérants à l'origine d'impacts sur le benthos pour les scénarios testés sont aussi identifiés et les risques de transferts d'impacts entre espaces géographiques sont discutés. Les principales étapes de ce travail sont les suivantes :

- Des scénarios de sites potentiels à l'échelle du lagon Nord-Est ont été produits sur la base d'une caractérisation de courants de marée simulés sur la zone, de données de bathymétrie et de l'éloignement spatial des sites à la côte.
- Les combinaisons pertinentes entre scénarios de fermes et scénarios de sites ont été retenues comme scénarios d'aquaculture.
- La dispersion des rejets particulaires a été simulée pour chaque scénario d'aquaculture à l'aide du modèle NewDEPOMOD.
- Le paramétrage du modèle NewDEPOMOD a nécessité de mesurer expérimentalement les vitesses de sédimentation des fèces d'ombrine ocellée et des aliments commerciaux utilisés sur cette espèce.

Le quatrième chapitre présente une évaluation du potentiel de bioremédiation d'un holothuriidae dans un système AMTI, ainsi qu'une évaluation des impacts potentiels causés par ce système pour différentes catégories d'impacts environnementaux. Ce chapitre permet d'aborder à la fois les problématiques de bioremédiation et de transferts d'impacts entre objectifs environnementaux ainsi que d'identifier les caractéristiques des systèmes qui influencent le plus l'intensité des impacts causés. Pour y parvenir :

- Un modèle DEB pour l'espèce *Holothuria scabra* a été utilisé pour simuler la capacité d'ingestion de fèces d'ombrine et les rejets individuels dans les conditions environnementales du lagon de Mayotte. Ces estimations individuelles ont été extrapolées à l'échelle d'une cohorte d'élevage.
- Un scénario AMTI de co-culture d'holothurie en cages suspendues sous des cages piscicoles a été produit sur la base d'un des scénarios de système d'élevage d'ombrine en monoculture précédemment établi.
- Différents indicateurs ont été proposés pour évaluer le potentiel de bioremédiation associé à la culture d'holothurie en condition commerciale.
- Les performances du système en monoculture et du système AMTI ont été estimées et comparées par ACV pour 6 catégories d'impacts environnementaux.

Enfin, dans le cinquième chapitre, une synthèse intégrative des résultats issus de ces chapitres, une discussion autour leur application pour faciliter le développement et la planification d'une aquaculture durable à Mayotte, ainsi qu'une proposition de quelques perspectives scientifiques sont disponibles.

REFERENCES

Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Brummett, R., 2017. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture. Report ACS113536. Rome, FAO, and World Bank Group, Washington, DC, 395pp. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22893.59369

Ahlgren, M.O., 1998. Consumption and assimilation of salmon net pen fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: Implications for polyculture. J. World Aquac. Soc. 29, 133–139. https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1998.tb00972.x

Andréfouët, S., Pagès, J., Tartinville, B., 2001. Water renewal time for classification of atoll lagoons in the Tuamotu Archipelago (French Polynesia). Coral Reefs 20, 399–408. https://doi.org/10.1007/s00338-001-0190-9

Angel, D., Freeman, S., 2009. Integrated aquaculture (INTAQ) as a tool for an ecosystem approach to the marine farming sector in the Mediterranean Sea. In D. Soto (ed.). Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome, FAO.

Aquapark, 2006. AquaPark Project Final eReport - Planning and management of aquaculture parks for sustainable development of cage farms in the Philippines (AQUAPARK).

Asmala, E., Saikku, L., 2010. Closing a loop: substance flow analysis of nitrogen and phosphorus in the rainbow trout production and domestic consumption system in Finland. Ambio 39, 126–35. https://doi.org/10.1007/s13280-010-0024-5

Aubin, J., 2013. Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour. 8. https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20138011

Aubin, J., Callier, M., Rey-Valette, H., Mathé, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Caruso, D., Chia, E., Masson, G., Blancheton, J.P., Ediwarman, Haryadi, J., Prihadi, T.H., de Matos Casaca, J., Tamassia, S.T.J., Tocqueville, A., Fontaine, P., 2019. Implementing ecological intensification in fish farming: definition and principles from contrasting experiences. Rev. Aquac. 11, 149–167. https://doi.org/10.1111/raq.12231

Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., 2009. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. J. Clean. Prod. 17, 362–373. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2008.08.002

Balcázar, J.L., Blas, I. de, Ruiz-Zarzuela, I., Cunningham, D., Vendrell, D., Múzquiz, J.L., 2006. The role of probiotics in aquaculture. Vet. Microbiol. 114, 173–186. https://doi.org/10.1016/J.VETMIC.2006.01.009

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., 2017. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. Mar. Environ. Res. 130, 166–173. https://doi.org/10.1016/J.MARENVRES.2017.07.014

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., García-García, B., Aguado-Giménez, F., 2015. Husbandry and environmental conditions explain temporal variability of wild fish assemblages aggregated around a Mediterranean fish farm. Aquac. Environ. Interact. 7, 193–203. https://doi.org/10.3354/aei00148

Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., Asplin, L., 2016. Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. ICES J. Mar. Sci. 73, 2408–2419. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw027

Barrington, K., Chopin, T., Robinson, S., 2009. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters, in: Soto, D. (Ed.), Integrated Mariculture: A Global Review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, FAO, pp. 7–46. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00469-1

Bayne, B.L. (Ed.), 1976. Marine Mussels: Their Ecology and Physiology. University printing house, Cambridge.

Bohnes, F.A., Hauschild, M.Z., Schlundt, J., Laurent, A., 2018. Life cycle assessments of aquaculture systems: a critical review of reported findings with recommendations for policy and system development. Rev. Aquac. 1–19. https://doi.org/10.1111/raq.12280

Bohnes, F.A., Laurent, A., 2019. LCA of aquaculture systems: methodological issues and potential improvements. Int. J. Life Cycle Assess. 24, 324–337. https://doi.org/10.1007/s11367-018-1517-x

Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D., 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. Aquaculture 293, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.037

Brasset, M., Le Pabic, L., 2014. Enquête Budget de familles : Entre faiblesse des revenus et hausse de la consommation., Insee Analyses. Mamoudzou, Mayotte.

BRGM, 2011. Etude de la contamination chimique et de l'indicateur faune endogée des sédiments marins du lagon de Mayotte, Rapport final.

Brigolin, D., 2007. Development of integrated numerical models for the sustainable management of marine aquaculture. Università Ca' Foscari Venezia.

Brigolin, D., Pastres, R., Nickell, T.D., Cromey, C.J., Aguilera, D.R., Regnier, P., 2009. Modelling the impact of aquaculture on early diagenetic processes in sea loch sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 388, 63–80. https://doi.org/10.3354/meps08072

Brigolin, D., Porporato, E.M.D., Prioli, G., Pastres, R., 2017. Making space for shellfish farming along the Adriatic coast. ICES J. Mar. Sci. 74, 1540–1551. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx018

Brown, N., Eddy, S., Plaud, S., 2011. Utilization of waste from a marine recirculating fish culture system as a feed source for the polychaete worm, *Nereis virens*. Aquaculture 322–323, 177–183. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2011.09.017

Brugère, C., Aguilar-Manjarrez, J., Beveridge, M.C.M., Soto, D., 2018. The ecosystem approach to aquaculture 10 years on - a critical review and consideration of its future role in blue growth. Rev. Aquac. 1–22. https://doi.org/10.1111/raq.12242

Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C., Aranda, C., Chopin, T., Neori, A., Halling, C., Troell, M., 2008. Mariculture Waste Management, in: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), Encyclopedia of Ecology. Elsevier, Oxford, pp. 2211–2217. https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00045-8

Byron, C., Link, J., Costa-Pierce, B., Bengtson, D., 2011. Modeling ecological carrying capacity of shellfish aquaculture in highly flushed temperate lagoons. Aquaculture 314, 87–99. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.02.019

Byron, C.J., Costa-Pierce, B.A., 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture, in: Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), Site Selection and Carrying Capacity for Inland and Coastal Aquaculture. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, UK. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21, Rome, pp. 87–101.

Cabinet Gressard consultants, Monfort, M., Safidy, 2013a. Schéma régional de développement de l'aquaculture de Mayotte (SRDAM). Tome 1.

Cabinet Gressard consultants, Monfort, M., Safidy, 2013b. Schéma régional de développement de l'aquaculture de Mayotte (SRDAM). Tome 2 - Cartes.

Callier, M., Lefebvre, S., Dunagan, M., Bataille, M., Coughlan, J., Crowe, T., 2013. Shift in benthic assemblages and organisms' diet at salmon farms: community structure and stable isotope analyses. Mar. Ecol. Prog. Ser. 483, 153–167. https://doi.org/10.3354/meps10251

Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O'Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., McKindsey, C.W., 2018. Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. Rev. Aquac. 10, 924–949. https://doi.org/10.1111/raq.12208

Campbell, D.E., 1998. Emergy analysis of human carrying capacity and regional sustainability: an example using the state of maine. Environ. Monit. Assess. 51, 531–569. https://doi.org/10.1023/A:1006043721115

Cao, L., Diana, J.S., Keoleian, G.A., 2013. Role of life cycle assessment in sustainable aquaculture. Rev. Aquac. 5, 61–71. https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2012.01080.x

Chadwick, E.M.P., Parsons, G.J., Sayavong, B., 2010. Evaluation of Closed-containment Technologies for Saltwater Salmon Aquaculture. National Research Council Canada Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. https://doi.org/10.1139/9780660199689

Chamberlain, G.W., Miget, R.J., Haby, M.G., 1990. Red drum aquaculture, in: C.R. Arnold, G.J.H. and P.T. (Ed.), Symposium on the Culture of Red Drum and Other Warm Water Fishes, June 22-24. Texas : Marine Science Institute, Uni. of Texas, Corpus Christi, Texas USA, p. 240.

Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture 272, 296–311. https://doi.org/DOI 10.1016/j.aquaculture.2007.08.051

Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., McCurdy, E.P., 2014. Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations. Aquac. Environ. Interact. 5, 185–208. https://doi.org/10.3354/aei00104

Chapman, E.J., Byron, C.J., 2018. The flexible application of carrying capacity in ecology. Glob. Ecol. Conserv. 13, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.e00365

Chevalier, C., Devenon, J.L., Pagano, M., Rougier, G., Blanchot, J., Arfi, R., 2017. The atypical hydrodynamics of the Mayotte Lagoon (Indian Ocean): Effects on water age and potential impact on plankton productivity. Estuar. Coast. Shelf Sci. 196, 182–197. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.027

Chopin, T., 2013. Aquaculture, Integrated Multi-trophic (IMTA) aquaculture integrated multi-trophic (IMTA), in: Christou P., Savin R., Costa-Pierce B.A., Misztal I., Whitelaw C.B.A. (Eds) Sustainable Food Production. Springer, New York, NY, pp. 184–205. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5797-8_173

Colleter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., Christensen, V., 2015. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. Ecol. Modell. 302, 42–53. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.025

Conseil Départemental de Mayotte, 2016. Plan strategique du developpement durable de l'aquaculture a Mayotte (PSDDAM) 2014-2020. Mamoudzou, Mayotte.

Cook, E.J., Kelly, M.S., 2007. Enhanced production of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in integrated open-water cultivation with Atlantic salmon *Salmo salar*. Aquaculture 273, 573–585. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.10.038

Corner, R.A., Aguilar-Manjarrez, J., 2017. Tools and Models for Aquaculture Zoning, Site Selection and Area Management. In J. Aguilar-Manjarrez, D. Soto & R. Brummett. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture. Full document, pp. 95–145. Rep. Washington, DC.

Corner, R.A., Aguilar-Manjarrez, J., Massa, F., Fezzardi, D., 2019. Multi-stakeholder perspectives on spatial planning processes for mariculture in the Mediterranean and Black Sea. Rev. Aquac. 1–18. https://doi.org/10.1111/raq.12321

Corner, R.A., Brooker, A.J., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. Aquaculture 258, 299–311. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.036

Costa-Pierce, B.A., 2013. Aquaculture, Ecological, in: Christou P., Savin R., Costa-Pierce B.A., Misztal I., Whitelaw C.B.A. (Eds) Sustainable Food Production. Springer, New York, NY, pp. 174–183. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5797-8_172

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture 214, 211–239. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00368-X

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Treasurer, J., Black, K.D., Inall, M., 2009. Modelling the impact of cod (*Gadus morhua L.*) farming in the marine environment-CODMOD. Aquaculture 289, 42–53. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.020

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K.D., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquac.

Environ. Interact. 2, 157–176. https://doi.org/10.3354/aei00034

Cubillo, A.M., Ferreira, J.G., Robinson, S.M.C., Pearce, C.M., Corner, R.A., Johansen, J., 2016. Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture — A model analysis. Aquaculture 453, 54–66. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.031

Dauda, A.B., Ajadi, A., Tola-Fabunmi, A.S., Akinwole, A.O., 2019. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. Aquac. Fish. 4, 81–88. https://doi.org/10.1016/J.AAF.2018.10.002

Dinçer, I., Rosen, M.A., 2007. Exergy : energy, environment, and sustainable development. Elsevier Science, United Kingdom.

Dinhut, V., Nicet, J.-B., Quod, J.-P., 2008. Suivi et état de santé 2007 des récifs coralliens de Mayotte. Rev. d'écologie (La Terre la Vie) 63, 103–114.

Drew, M.D., Borgeson, T.L., Thiessen, D.L., 2007. A review of processing of feed ingredients to enhance diet digestibility in finfish. Anim. Feed Sci. Technol. 138, 118–136. https://doi.org/10.1016/J.ANIFEEDSCI.2007.06.019

Edwards, P., 1993. Environmental issues in integrated agriculture-aquaculture and wastewater-fed culture systems, in: Pullin RSV, Rosenthal H, Maclean JL (Eds) Environment and Aquaculture in Developing Countries. ICLARM Conference Proceedings, Vol 31, Pp 139–170.

El-Haroun, E.R., Goda, A.M.A.-S., Kabir Chowdhury, M.A., 2006. Effect of dietary probiotic Biogen supplementation as a growth promoter on growth performance and feed utilization of Nile tilapia *Oreochromis niloticus (L.)*. Aquac. Res. 37, 1473–1480. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2006.01584.x

Eurostat, 2001. Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators. A Methodological Guide. Luxembourg.

Falguière, J.-C., 2011. L'ombrine ocellée, *Sciaenops ocellatus*: biologie, pêche, aquaculture et marché, Quae. ed. Savoir faire.

Fang, Jinghui, Jiang, Z., Jansen, H.M., Hu, F., Fang, Jianguang, Liu, Y., Gao, Y., Du, M., 2017. Applicability of Perinereis aibuhitensis Grube for fish waste removal from fish cages in Sanggou Bay, P. R. China. J. Ocean Univ. China 16, 294–304. https://doi.org/10.1007/s11802-017-3256-1

FAO, 2019. Cultured aquatic species fact sheets - *Sciaenops ocellatus* (Linnaeus, 1766) [WWW Document]. URL http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Sciaenops_ocellatus/fr (accessed 7.4.19).

FAO, 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. FAO, Rome. https://doi.org/10.1126/science.aaw5824

FAO, 2010. Aquaculture development. 4. Ecosystem approach to aquaculture., FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 5, Supplement 4. Rome. https://doi.org/10.1080/13657300209380305

FAO, 2009. Environmental Impact Assessment and Monitoring in Aquaculture: Requirements, Practices, Effectivenes and Improvements, FAO Fish. Aquac. Tech. Pap. No. 527. Rome, FAO.

FAO, 1997. Aquaculture Development, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 5. Rome, FAO. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

FAO, 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries, Food & Agriculture Organization. https://doi.org/ISBN 92-5-103834-5

Fath, B.D., Patten, B.C., 1999. Review of the Foundations of Network Environ Analysis. Ecosystems 2, 167–179. https://doi.org/10.1007/s100219900067

Fernandes, Eleftheriou, Ackefors, Ervik, Sanchez-Mata, Scanlon, White, Cochrane, Pearson, Read, 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 17, 181–193. https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00315.x

Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Valle, C., Dempster, T., 2008. Seasonal patterns and diets of wild fish assemblages associated with Mediterranean coastal fish farms. ICES J. Mar. Sci. 65, 1153–1160. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn091

Ferreira, J.G., 1995. ECOWIN — an object-oriented ecological model for aquatic ecosystems. Ecol. Modell. 79, 21–34. https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00033-E

Ferreira, J.G., Aguilar-Manjarrez, J., Bacher, C., Black, K., Dong, S.L., Grant, J., Hofmann, E.E., Kapetsky, J., Leung, P.S., Pastres, R., Strand, O., Zhu, C.B., 2012. Progressing aquaculture through virtual technology and decision-support tools for novel management, in: Subasinghe, R.P., Arthur, J.R., Bartley, D.M., De Silva, S.., Halwart, M., Hishamunda, N., Mohan, C.V., Sorgeloos, P. (Eds.), Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand. 22-25 September 2010. FAO, Rome and NACA, Bangkok, pp. 643–704.

Ferreira, J.G., Andersson, H.C., Corner, R.A., Desmit, X., Fang, Q., de, Goede, E.D., Groom, S.B., Gu, H., Gustafsson, B.G., Hawkins, A.J.S., Hutson, R., Jiao, H., Lan, D., Lencart-Silva, J., Li, R., Liu, X., Luo, Q., Musango, J.K., Nobre, A.M., Nunes, J.P., Pascoe, P.L., Smits, J.G.C., Stigebrandt, A., Telfer, T.C., de, Wit, M.P., Yan, X., Zhang, X.L., Zhang, Z., Zhu, M.Y., Bricker, S.B., Xiao, Y., Xu, S., Nauen, C.E., Scalet, M., 2008a. SPEAR Sustainable options for people, catchment and aquatic resources: the SPEAR project, an international collaboration on integrated coastal zone management.

Ferreira, J.G., Grant, J., Verner-Jeffreys, D.W., Taylor, N.G.H., 2013. Carrying Capacity for Aquaculture, Modeling Frameworks for Determination of, in: Christou P., Savin R., Costa-Pierce B.A., Misztal I., Whitelaw C.B.A. (Eds) Sustainable Food Production. Springer, New York, NY.

Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Bricker, S.B., 2007. Management of productivity, environmental effects and profitability of shellfish aquaculture — the Farm Aquaculture Resource Management (FARM) model. Aquaculture 264, 160–174. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.12.017

Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Monteiro, P., Moore, H., Service, M., Pascoe, P.L., Ramos, L., Sequeira, A., 2008b. Integrated assessment of ecosystem-scale carrying capacity in shellfish growing areas. Aquaculture 275, 138–151. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.12.018

Ferreira, J.G., Sequeira, A., Hawkins, A.J.S., Newton, A., Nickell, T.D., Pastres, R., Forte, J., Bodoy, A., Bricker, S.B., 2009. Analysis of coastal and offshore aquaculture: Application of the FARM model to multiple systems and shellfish species. Aquaculture 289, 32–41. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.017

Findlay, R., Watling, L., 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155, 147–157. https://doi.org/10.3354/meps155147

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. J. Environ. Manage. 91, 1–21. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.06.018

Fisheries and Oceans Canada, 2019. Integrated Multi-Trophic Aquaculture [WWW Document]. URL https://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/sci-res/imta-amti/index-eng.htm (accessed 7.6.19).

Frid, C.L.., Mercer, T.., 1989. Environmental monitoring of caged fish farming in macrotidal environments. Mar. Pollut. Bull. 20, 379–383. https://doi.org/10.1016/0025-326X(89)90315-9

Fry, J.P., Mailloux, N.A., Love, D.C., Milli, M.C., Cao, L., 2018. Feed conversion efficiency in aquaculture: do we measure it correctly? Environ. Res. Lett. 13, 024017. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa273

Gatlin, D.M., 2002. Red Drum, *Sciaenops ocellatus*, in: Webster, C.D., Lim, C. (Eds.), Nutrient Requirements and Feeding of Finfish for Aquaculture. CABI, Wallingford, pp. 147–158. https://doi.org/10.1079/9780851995199.0000

Gentry, R.R., Froehlich, H.E., Grimm, D., Kareiva, P., Parke, M., Rust, M., Gaines, S.D., Halpern, B.S., 2017. Mapping the global potential for marine aquaculture. Nat. Ecol. Evol. 1, 1317–1324. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0257-9

Gjedrem, T., Baranski, M., 2009. Selective Breeding in Aquaculture: An Introduction, Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2773-3

Glencross, B.D., Booth, M., Allan, G.L., 2007. A feed is only as good as its ingredients - A review of ingredient evaluation strategies for aquaculture feeds. Aquac. Nutr. 13, 17–34. https://doi.org/10.1111/j.1365-2095.2007.00450.x

Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Hansen, M.M., Araki, H., Skaala, Ø., Svåsand, T., 2017. Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. Fish Fish. 18, 890–927. https://doi.org/10.1111/faf.12214

Goudey, C.A., Loverich, G., Kite-Powell, H., Costa-Pierce, B.A., 2001. Mitigating the environmental effects of mariculture through single-point moorings (SPMs) and drifting cages. ICES J. Mar. Sci. 58, 497–503. https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.1033

Graymore, M.L.M., Sipe, N.G., Rickson, R.E., 2008. Regional sustainability: How useful are current tools of sustainability assessment at the regional scale? Ecol. Econ. 67, 362–372. https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2008.06.002

Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D., Poff, N.L., Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.C., Wiens, J., 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? Ecosystems 9, 1–13. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z

Halide, H., Stigebrandt, A., Rehbein, M., McKinnon, A.D., 2009. Developing a decision support system for sustainable cage aquaculture. Environ. Model. Softw. 24, 694–702. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.10.013

Hambrey, J., 2017. The 2030 agenda and the sustainable development goals: the challenge for aquaculture development and management., FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1141. Rome, FAO.

Hannah, L., Pearce, C.M., Cross, S.F., 2013. Growth and survival of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus*) cultivated with sablefish (*Anoplopoma fimbria*) at an integrated multi-trophic aquaculture site. Aquaculture 406–407, 34–42. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2013.04.022

Hargrave, B.T., 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. Aquac. Environ. Interact. 1, 33–46. https://doi.org/10.3354/aei00005

Hargrave, B.T. (Ed.), 2005. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture, Handbook of Environmental Chemistry. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. https://doi.org/10.1007/b12227

Harvey, B., Soto, D., Carolsfeld, J., Beveridge, M., Bartley, D., 2017. Planning for aquaculture diversification: the importance of climate change and other drivers, in: FAO Technical Workshop, 23–25 June 2016, FAO Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 47, Rome, p. 166.

Heilskov, A.C., Alperin, M., Holmer, M., 2006. Benthic fauna bio-irrigation effects on nutrient regeneration in fish farm sediments. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 339, 204–225. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.08.003

Heilskov, A.C., Holmer, M., 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: Importance of size and abundance, in: ICES Journal of Marine Science. pp. 427–434. https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.1026

Henriksson, P.J.G., Guinée, J.B., Kleijn, R., de Snoo, G.R., 2012. Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 304–313. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0369-4

Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q., 2002. Virtual water trade:A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade, Value of water research report series No. 11. The Netherlands.

Holmer, M., Wildish, D., Hargrave, B., 2005. Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture and Effects on Sediment Biogeochemical Processes, in: Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 181–206. https://doi.org/10.1007/b136010

INSEE, 2017. 256 500 habitants à Mayotte en 2017. Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE). [WWW Document]. URL https://www.insee.fr/fr/statistiques/3286558#consulter (accessed 7.4.19).

ISO, 2006. Environmental management — life cycle assessment — principles and framework. ISO 14044.

Israel, D., Lupatsch, I., Angel, D.L., 2019. Testing the digestibility of seabream wastes in three candidates for integrated multi-trophic aquaculture: Grey mullet, sea urchin and sea cucumber. Aquaculture 510, 364–370.

https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2019.06.003

Ito, S., 1995. Studies on the Technological Development of the Mass Production of Sea Cucumber Juvenile, *Stichopus japonicus* . Bull. Saga Prefect. Sea Farming Cent. 4, 1–87.

Iwama, G.K., Tautz, A.F., 1981. A Simple Growth Model for Salmonids in Hatcheries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, 649–656. https://doi.org/10.1139/f81-087

Jansen, H., Broch, O., Bannister, R., Cranford, P., Handå, A., Husa, V., Jiang, Z., Strohmeier, T., Strand, Ø., 2018. Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. Aquac. Environ. Interact. 10, 385–399. https://doi.org/10.3354/aei00276

Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., Soucy, G., Houillon, G., 2010. Analyse du Cycle de Vie, Comprendre et réaliser un écobilan, 2ème édition, Presses Po. ed, Science & Ingénierie de l'Environnement.

Jones, S., Bruno, D., Madsen, L., Peeler, E., 2015. Disease management mitigates risk of pathogen transmission from maricultured salmonids. Aquac. Environ. Interact. 6, 119–134. https://doi.org/10.3354/aei00121

Jusup, M., Geček, S., Legović, T., 2007. Impact of aquacultures on the marine ecosystem: Modelling benthic carbon loading over variable depth. Ecol. Modell. 200, 459–466. https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2006.08.007

Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., 2010. Status and potential of spatial planning tools, decision-making and modelling in implementing the ecosystem approach to aquaculture, in: J. Aguilar-Manjarrez, J.M. Kapetsky & D. Soto. The Potential of Spatial Planning Tools to Support the Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO/Rome. Expert Workshop. 19–21 November 2008, Rome, Italy, Pp. 19–176. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. Rome, FAO.

Karakassis, I., 2013. Environmental interactions and initiatives on site selection and carrying capacity estimation for fish farming in the Mediterranean, in: L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, Eds. Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, Pp. 161–170. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Rome, p. 282.

Karakassis, I., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES J. Mar. Sci. 57, 1462–1471. https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0925

Kautsky, N., Berg, H., Folke, C., Larsson, J., Troell, M., 1997. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. Aquac. Res. 28, 753–766. https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1997.00940.x

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquac. Environ. Interact. 3, 275–291. https://doi.org/10.3354/aei00068

Kooijman, S.A.L.M., 2010. Dynamic energy budget theory for metabolic organisation, third edition, Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation, Third Edition. Cambridge University Press, Cambridge. https://doi.org/10.1017/CBO9780511805400

Kucuk, H., Midilli, A., Özdemir, A., Çakmak, E., Dincer, I., 2010. Exergetic performance analysis of a recirculating aquaculture system. Energy Convers. Manag. 51, 1033–1043. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2009.12.007

Kutti, T., Ervik, A., Hansen, P.K., 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. Aquaculture 262, 367–381. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.10.010

Lamprianidou, F., Telfer, T., Ross, L.G., 2015. A model for optimization of the productivity and bioremediation efficiency of marine integrated multitrophic aquaculture. Estuar. Coast. Shelf Sci. 164, 253–264. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.045

Larrey-Lassalle, P., Catel, L., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Lopez-Ferber, M., Junqua, G., Loiseau, E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies. Environ. Impact Assess. Rev. 63, 95–106. https://doi.org/10.1016/J.EIAR.2016.12.004

Lazo, J.P., Holt, J.G., Fauvel, C., Suquet, M., Quétémener, L., 2010. Drum-fish or Croakers (Family: Sciaenidae), in: Le François, N., Jobling, M., Carter, C., Blier, P. (Eds.), Finfish Aquaculture Diversification. CABI, pp. 398–417.

Lee, S., Hartstein, N.D., Wong, K.Y., Jeffs, A., 2016. Assessment of the production and dispersal of faecal waste from the sea-cage aquaculture of spiny lobsters. Aquac. Res. 47, 1569–1583. https://doi.org/10.1111/are.12618

Lima, J.S.G., Rivera, E.C., Focken, U., 2012. Emergy evaluation of organic and conventional marine shrimp farms in Guaraíra Lagoon, Brazil. J. Clean. Prod. 35, 194–202. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2012.05.009

Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. J. Environ. Manage. 112, 213–225. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024

Loricourt, A., 2005. Etude des herbiers à phanérogames marines à Mayotte. Université de Pau et des Pays de l'Adour.

Lu, J., Li, J., Furuya, Y., Yoshizaki, G., Sun, H., Endo, M., Haga, Y., Satoh, S., Takeuchi, T., 2009. Efficient productivity and lowered nitrogen and phosphorus discharge load from GH-transgenic tilapia (*Oreochromis niloticus*) under visual satiation feeding. Aquaculture 293, 241–247. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2009.04.021

MacDonald, C.L.E., Stead, S.M., Slater, M.J., 2013. Consumption and remediation of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) waste by the sea cucumber *Holothuria forskali*. Aquac. Int. 21, 1279–1290. https://doi.org/10.1007/s10499-013-9629-6

MacTavish, T., Stenton-Dozey, J., Vopel, K., Savage, C., 2012. Deposit-feeding sea cucumbers enhance mineralization and nutrient cycling in organically-enriched coastal sediments. PLoS One 7, e50031. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050031

Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M., 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. Estuar. Coast. Shelf Sci. 67, 475–483. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2005.11.034

McGrath, K.P., Pelletier, N.L., Tyedmers, P.H., 2015. Life cycle assessment of a novel closed-containment salmon aquaculture technology. Environ. Sci. Technol. 49, 5628–5636. https://doi.org/10.1021/es5051138

McKindsey, C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., Silvert, W., 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. Aquaculture 261, 451–462. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.06.044

Mendoza Beltran, A., Chiantore, M., Pecorino, D., Corner, R.A., Ferreira, J.G., Cò, R., Fanciulli, L., Guinée, J.B., 2018. Accounting for inventory data and methodological choice uncertainty in a comparative life cycle assessment: the case of integrated multi-trophic aquaculture in an offshore Mediterranean enterprise. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 1063–1077. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1363-2

Mendoza Beltrán, A., Guinée, J., 2014. Goal and Scope Definition for Life Cycle Assessment of Integrated Multi-Trophic Marine Aquaculture Systems, in: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (2014). pp. 817–822.

Midilli, A., Kucuk, H., Dincer, I., 2012. Environmental and sustainability aspects of a recirculating aquaculture system. Environ. Prog. Sustain. Energy 31, 604–611. https://doi.org/10.1002/ep.10580

Naylor, R., Hindar, K., Fleming, I.A., Goldburg, R., Williams, S., Volpe, J., Whoriskey, F., Eagle, J., Kelso, D., Mangel, M., 2005. Fugitive Salmon: Assessing the Risks of Escaped Fish from Net-Pen Aquaculture. Bioscience 55, 427–437. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0427:fsatro]2.0.co;2

Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature 405, 1017–1024. https://doi.org/10.1038/35016500

Nelson, E.J., MacDonald, B.A., Robinson, S.M.C., 2012. The absorption efficiency of the suspension-feeding sea cucumber, *Cucumaria frondosa*, and its potential as an extractive integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) species. Aquaculture 370–371, 19–25. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.029

Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. Aquaculture 231, 361–391. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.015

Nilsen, A., Nielsen, K.V., Biering, E., Bergheim, A., 2017. Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. Aquaculture 466, 41–50. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2016.09.009

Odum, H.T., 1996. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making. Wiley.

Oh, E.S., Edgar, G.J., Kirkpatrick, J.B., Stuart-Smith, R.D., Barrett, N.S., 2015. Broad-scale impacts of salmon farms on temperate macroalgal assemblages on rocky reefs. Mar. Pollut. Bull. 98, 201–209. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.049

Organisation des Nations Unies, 1992. Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement durable, in: Conférence Des Nations Unies Sur l'environnement et Le Développement, Rio de Janeiro, Brésil.

Orr, L.C., Curtis, D.L., Cross, S.F., Gurney-Smith, H., Shanks, A., Pearce, C.M., 2014. Ingestion rate, absorption efficiency, oxygen consumption, and fecal production in green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fed waste from sablefish (*Anoplopoma fimbria*) culture. Aquaculture 422–423, 184–192. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2013.11.030

Papageorgiou, N., Sigala, K., Karakassis, I., 2009. Changes of macrofaunal functional composition at sedimentary habitats in the vicinity of fish farms. Estuar. Coast. Shelf Sci. 83, 561–568. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.05.002

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2008. Life cycle considerations for improving sustainability assessments in seafood awareness campaigns. Environ. Manage. 42, 918–31. https://doi.org/10.1007/s00267-008-9148-9

Pérez, O.M., Telfer, T.C., Beveridge, M.C.M., Ross, L.G., 2002. Geographical Information Systems (GIS) as a Simple Tool to Aid Modelling of Particulate Waste Distribution at Marine Fish Cage Sites. Estuar. Coast. Shelf Sci. 54, 761–768. https://doi.org/10.1006/ECSS.2001.0870

Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture 226, 35–44. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00465-4

Pitta, P., Apostolaki, E.T., Giannoulaki, M., Karakassis, I., 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 65, 501–512. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2005.06.021

Portilla, E., Tett, P., 2007. Assessing goodness of fit for LESV model (ECASA internal paper) Napier University Edinburgh 1–22.

Price, C., Black, K.D., Hargrave, B.., Morris, J.A., 2015. Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. Aquac. Environ. Interact. 6, 151–174. https://doi.org/10.3354/aei00122

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquac. Res. 40, 257–273. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x

Ren, J.S., Stenton-Dozey, J., Plew, D.R., Fang, J., Gall, M., 2012. An ecosystem model for optimising production in integrated multitrophic aquaculture systems. Ecol. Modell. 246, 34–46. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.020

Rensel, J., Kiefer, D.A., O'Brien, F., 2008. AquaModel: Comprehensive Aquaculture Modeling Software, in: Cheng-Sheng, L., O'Bryen, P.J. (Eds.), Open Ocean Aquaculture - Moving Forward. pp. 37–39.

Rey-Valette, H., Mathé, S., 2017. La notion d'acceptabilité sociale : de quoi s'agit-il et comment peut-on intervenir ?, in: Le Gouvello, R., Simard, F. (Eds.), Durabilité Des Aliments Pour Le Poisson En Aquaculture. Réflexions et Recommandations Sur Les Aspects Technologiques, Économiques, Sociaux et Environnementaux. Gland, Suisse : UICN, et Paris, France : Comité français de l'UICN, pp. 72–76.

Riera, R., Pérez, Ó., Cromey, C., Rodríguez, M., Ramos, E., Álvarez, O., Domínguez, J., Monterroso, Ó., Tuya,

F., 2017. MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. Ecol. Modell. 361, 122–134. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.006

Robinson, G., Caldwell, G.S., Jones, C.L.W., Stead, S.M., 2019. The effect of resource quality on the growth of *Holothuria scabra* during aquaculture waste bioremediation. Aquaculture 499, 101–108. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2018.09.024

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., 2013a. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 46 pp.

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., Bermúdez, J., Beveridge, M.C.M., Byron, C.J., Clément, A., Corner, R., Costa-Pierce, B.A., Cross, S., De Wit, M., Dong, S., Ferreira, J.G., Kapetsky, J.M., Karakassis, I., Leschen, W., Little, D., Lundebye, A.K., Murray, F.J., Phillips, M., Ramos, L., Sadek, S., Scott, P.C., Valle-levinson, A., Waley, D., White, P., Zhu, C., 2013b. Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture, in: L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, Eds. Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, Pp. 19–46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirl.

Roth, E., Rosenthal, H., Burbridge, P., 2001. A discussion of the use of the sustainability index: 'ecological footprint' for aquaculture production. Aquat. Living Resour. 13, 461–469. https://doi.org/10.1016/S0990-7440(00)01071-8

San Diego-McGlone, M.L., Azanza, R. V., Villanoy, C.L., Jacinto, G.S., 2008. Eutrophic waters, algal bloom and fish kill in fish farming areas in Bolinao, Pangasinan, Philippines. Mar. Pollut. Bull. 57, 295–301. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2008.03.028

Sandifer, P.A., Hopkins, J.S., Stokes, A.D., Smiley, R.D., 1993. Experimental pond grow-out of red drum, *Sciaenops ocellatus*, in South Carolina. Aquaculture 118, 217–228. https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90458-B

Sayre, N.F., 2008. The Genesis, History, and Limits of Carrying Capacity. Ann. Assoc. Am. Geogr. 98, 120–134. https://doi.org/10.1080/00045600701734356

Shchepetkin, A.F., McWilliams, J.C., 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. Ocean Model. 9, 347–404. https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2004.08.002

Shpigel, M., Shauli, L., Odintsov, V., Ben-Ezra, D., Neori, A., Guttman, L., 2018. The sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) system with fish (Sparus aurata) and seaweed (Ulva lactuca): Nitrogen partitioning and proportional configurations. Aquaculture 490, 260–269. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.02.051

Slater, M.J., Carton, A.G., 2009. Effect of sea cucumber (*Australostichopus mollis*) grazing on coastal sediments impacted by mussel farm deposition. Mar. Pollut. Bull. 58, 1123–1129. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.008

Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M., Wainberg, A., 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures, in: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Hishamunda, N. (Eds.), Building an Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO/Universitat de Les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, Rome, pp. 15–35. https://doi.org/10.1017/S0020818300006160

Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Hansen, P.K., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. Aquaculture 234, 239–261. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.029

Symonds, A.M., 2011. A comparison between far-field and near-field dispersion modelling of fish farm particulate wastes. Aquac. Res. 42, 73–85. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02662.x

Taelman, S.E., De Meester, S., Roef, L., Michiels, M., Dewulf, J., 2013. The environmental sustainability of microalgae as feed for aquaculture: A life cycle perspective. Bioresour. Technol. 150, 513–522. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.044

Telfer, T.., Atkin, H., Corner, R.., 2009. Review of EIA and Monitoring in Aquaculture in Europe and North America. Environ. impact Assess. Monit. Aquac. FAO Fish. Aquac. Tech. Pap. No. 527 285–394.

Tett, P., Portilla, E., Gillibrand, P.A., Inall, M., 2011. Carrying and assimilative capacities: the ACExR-LESV model for sea-loch aquaculture. Aquac. Res. 42, 51–67. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02729.x

Trégarot, E., Failler, P., Maréchal, J.-P., 2017. Evaluation of coastal and marine ecosystem services of Mayotte: Indirect use values of coral reefs and associated ecosystems. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 13, 19–34. https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1407361

Troell, M., 2009. Integrated marine and brackishwater aquaculture in tropical regions : research , implementation and prospects, D. Soto (ed.). Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome, FAO.

Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A.., Kautsky, N., Yarish, C., 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. Aquaculture 226, 69–90. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00469-1

Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A.H., Fang, J.-G., 2009. Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. Aquaculture 297, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.010

Troell, M., Metian, M., Beveridge, M., Verdegem, M., Deutsch, L., 2014. Comment on 'Water footprint of marine protein consumption—aquaculture's link to agriculture.' Environ. Res. Lett. 9, 109001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/109001

Uglem, I., Karlsen, Ø., Sanchez-Jerez, P., Sæther, B.S., 2014. Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. Aquac. Environ. Interact. 6, 91–103. https://doi.org/10.3354/aei00112

UICN, 2009. Guide pour le développement durable de l'aquaculture méditerranéenne 2. Aquaculture : Sélection et gestion des sites. Gland, Suisse et Malaga, Espagne.

van der Voet, E., 2015. Substance flow analysis methodology, in: Ayres, R.U., Ayres, L.U. (Eds.), A Handbook of Industrial Ecology. Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton MA, USA. https://doi.org/10.4337/9781843765479.00018

von Bertalanffy, L., 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. Q. Rev. Biol. 32, 217–231. https://doi.org/10.1086/401873

Wackernagel, M., Rees, W., 1996. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth, Our Ecological Footprint. New Society Publishers. https://doi.org/10.1162/jiec.1999.3.2-3.185

Watanabe, S., Kodama, M., Orozco, Z.G.A., Sumbing, J.G., Novilla, S.R.M., Lebata-Ramos, M.J.H., 2015. Estimation of energy budget of sea cucumber, *Holothuria scabra*, in integrated multi-trophic aquaculture., in: M. R. R. Romana-Eguia, F. D. Parado-Estepa, N. D. Salayo, & M. J. H. Lebata-Ramos (Eds.), Resource Enhancement and Sustainable Aquaculture Practices in Southeast Asia: Challenges in Responsible Production of Aquatic Species: Proceedings of the Internation. Tigbauan, Iloilo, Philippines Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center, pp. 307–308.

White, P., Lopez, N.A., 2017. Mariculture Parks in the Philippines., in: J. Aguilar-Manjarrez, D. Soto & R. Brummett. Aquaculture Zoning, Site Selection and Area Management under the Ecosystem Approach to Aquaculture. Full Document, Pp. 287–313. Report ACS113536. Rome, FAO, and World Bank.

Wilfart, A., Prudhomme, J., Blancheton, J.-P., Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. J. Environ. Manage. 121, 96–109. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.031

Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. Mar. Pollut. Bull. 31, 159–166. https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00100-2

Wu, Y., Chaffey, J., Law, B., Greenberg, D.A., Drozdowski, A., Page, F., Haigh, S., 2014. A three-dimensional

hydrodynamic model for aquaculture: A case study in the Bay of Fundy. Aquac. Environ. Interact. 5, 235–248. https://doi.org/10.3354/aei00108

Yokoyama, H., 2013. Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages — Potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture 372–375, 28–38. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.10.022

Yu, Z., Hu, C., Zhou, Y., Li, H., Peng, P., 2012. Survival and growth of the sea cucumber *Holothuria leucospilota* Brandt: A comparison between suspended and bottom cultures in a subtropical fish farm during summer. Aquac. Res. 44, 114–124. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.03016.x

Yu, Z., Zhou, Y., Yang, H., Ma, Y., Hu, C., 2014. Survival, growth, food availability and assimilation efficiency of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* bottom-cultured under a fish farm in southern China. Aquaculture 426–427, 238–248. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.02.013

Zamora, L.N., Yuan, X., Carton, A.G., Slater, M.J., 2018. Role of deposit-feeding sea cucumbers in integrated multitrophic aquaculture: progress, problems, potential and future challenges. Rev. Aquac. 10, 57–74. https://doi.org/10.1111/raq.12147

Zhang, J., Kitazawa, D., 2016. Assessing the bio-mitigation effect of integrated multi-trophic aquaculture on marine environment by a numerical approach. Mar. Pollut. Bull. 110, 484–492. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.005

Zhou, B., Dong, S., Wang, F., 2015. Trophic structure and energy fluxes in a grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) cultured pond ecosystem. Aquac. Int. 23, 1313–1324. https://doi.org/10.1007/s10499-015-9886-7

Zhulay, I., Reiss, K., Reiss, H., 2015. Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. Mar. Pollut. Bull. 97, 381–390. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.064

EN GUISE D'INTER-CHAPITRE

L'estimation des flux de rejets particulaires (fèces et aliment non ingéré) constitue une première étape indispensable pour évaluer les impacts d'une ferme piscicole sur le benthos. Les modèles de simulation de fonctionnement de ferme sont des outils qui permettent de quantifier ces flux pour une infrastructure de cage et des pratiques de gestion aquacoles données. Cependant, aucun modèle de ferme développé à ce jour n'a été paramétré pour l'ombrine ocellée. D'une manière générale, peu de données scientifiques, techniques et économiques sont disponibles concernant l'élevage de cette espèce en mer et encore moins en milieu tropical. L'étude des impacts environnementaux de la pisciculture d'ombrine à Mayotte nécessite donc (1) d'acquérir de nouvelles connaissances scientifiques concernant la biologie de l'espèce en milieu tropical, (2) de caractériser le fonctionnement des systèmes d'élevage présents et envisagés sur le territoire de Mayotte et (3) d'intégrer ces informations dans un modèle de fonctionnement de ferme. Ces questions de recherche sont abordées dans le deuxième chapitre de ce manuscrit.

Comme décrit dans le premier chapitre, certains impacts environnementaux de l'aquaculture, en particulier aux échelles régionales (ex. eutrophisation) et globales (ex. dépendance aux ressources de pêches), dépendent de l'ensemble des intrants utilisés sur la ferme (ex. aliment) et des autres types émissions générées par l'élevage (ex. rejets dissous). Afin de pouvoir évaluer ces impacts pour les systèmes d'élevage présents à Mayotte (chapitre 4), il est nécessaire de décrire l'ensemble des flux entrants et sortants de chaque ferme. La modélisation des systèmes d'élevage proposée dans le chapitre 2 devra donc permettre de quantifier ces flux dans l'objectif de pouvoir réaliser une évaluation environnementale de ces systèmes à plusieurs échelles spatiales.

CHAPITRE II : MODELISATION DE LA PRODUCTION DE CAGES MARINES POUR DES ENVIRONNEMENTS OU LES DONNEES SONT LIMITEES : APPLICATION A L'AQUACULTURE D'OMBRINE OCELLEE A MAYOTTE, OCEAN INDIEN

Ce chapitre fait l'objet d'une publication dans la revue *Aquaculture International* 27 (2019) 625-646. https://doi.org/10.1007/s10499-019-00351-z

RESUME DE LA PUBLICATION EN FRANÇAIS

Prévoir de façon robuste et précise les rejets provenant d'élevages piscicoles est un prérequis pour maitriser la chaîne de cause à effet responsable de l'impact environnemental local de l'aquaculture. Puisque l'aquaculture se diversifie en termes d'espèces de poissons élevées et s'étend sur de nouvelles zones d'exploitation, il est important maintenir une recherche permanente et proactive concernant les nouveaux systèmes d'élevage marins, pour lesquels les connaissances et données disponibles peuvent encore être limitées.

Nous avons développé le modèle FINS (Farm productIon and Nutrient emiSsions) afin de simuler le fonctionnement d'exploitation piscicole en fonctionnement de routine et pour estimer la biomasse de poissons, le rationnement alimentaire et les émissions de rejets provenant des cages. Nous avons appliqué le modèle FINS à l'élevage d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) dans les conditions environnementales du lagon de Mayotte grâce à l'obtention de données expérimentales (croissance, digestibilité) adaptées au contexte d'étude. Trois scénarios exploratoires de système d'élevage (Petite, Moyenne et Grande ferme) ont été définis à partir de données d'enquêtes. Leur simulation à l'aide de FINS a permis de comparer les émissions de fermes piscicoles dans un large éventail de pratiques commerciales et d'échelle de production potentielles (20-2000 t an^{-1}).

La comparaison relative des rejets prévus par t de poisson pêchée a montré que la quantité de rejets dépendait principalement des pertes de poissons pendant le cycle d'élevage et de l'efficacité de la conversion alimentaire. Puisqu'avec le temps, les pertes de poissons augmentent et l'efficacité de conversion s'amoindrit, les prévisions de FINS indiquent des émissions plus importantes et donc potentiellement des impacts environnementaux plus importantes par t de poisson péchée pour les cycles de culture les plus longs c'est-à-dire pour le scénario de ferme Moyenne. Le modèle FINS à un intérêt pour la prévision des impacts environnementaux locaux de l'aquaculture et pourrait donc avoir une application pour faciliter la procédure d'octroi de licence d'exploitation de nouvelles fermes.

Modeling sea cage outputs for data-scarce areas: application to red drum (*Sciaenops ocellatus*) aquaculture in Mayotte, Indian Ocean

Killian Chary[a], Annie Fiandrino[b], Denis Covès[a], Joël Aubin[c], Jean-Claude Falguière[d], Myriam D. Callier[a]

[a]MARBEC, Ifremer, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Palavas-les-Flots, France.
[b]MARBEC, Ifremer, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Sète, France.
[c]SAS INRA AGROCAMPUS-OUEST, Rennes, France.
[d]Ifremer, Unité BIODIVENV, Le Robert, Martinique.

ABSTRACT

Robust and accurate prediction of fish farm waste is a first and crucial step in managing the cause-effect chain that leads to local environmental impacts of aquaculture. Since aquatic production is diversifying with new fish species and extending to new areas for which data can be scarce, it is important to develop parsimonious approaches with fewer data requirements and less scientific complexity.

We developed the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model, which simulates fish farm operation and estimates fish biomass, feed inputs and waste emissions from sea cages using simple modeling approaches and a variety of data sources. We applied FINS to red drum *(Sciaenops ocellatus)* culture in Mayotte by collecting relevant input data (growth, digestibility) from experimental trials. Three explorative farming scenarios – Small, Medium and Large – were defined from field survey data to examine and compare emissions of a range of potential commercial culture conditions and production scales (23, 299 and 2079 $t.yr^{-1}$, respectively).

Comparison of the three scenarios showed that waste emissions per t of fish harvested during routine operations, and thus environmental impacts, were higher for longer culture cycles (Medium farm) because of lower feed conversion efficiency. The FINS model is a simple alternative tool to assess and compare environmental impacts of different farming systems and practices for new aquaculture species and regions. It provides important drivers to assess local environmental impacts of fish farms and can therefore facilitate the process of licensing new farming systems for decision-makers.

1 INTRODUCTION

Aquaculture is the world's fastest-growing food production sector and most diverse farming system in terms of the number of species, methods and environments in which the farms are located (FAO, 2018; Harvey et al., 2017). In 2016, global production was 110.2 million t from 598 farmed species, of which 369 were finfishes (FAO, 2018). Diversification of species, production systems and spatial distribution of production could provide economic, social and ecological resilience to aquaculture systems in the context of a changing climate, diminishing natural stocks of capture fisheries and other external drivers (Harvey et al., 2017). Diversification will come with development costs, however, including evaluation and mitigation of environmental and social impacts, since future growth needs to be planned in a responsible manner that minimizes these impacts, as claimed for other human activities in international and national directives such as European Water and Marine Strategy Framework directives, the Canadian Oceans Act and the United States National Ocean Policy. In this context, there is increasing adoption of principles of the ecosystem approach to aquaculture (EAA), which provides an holistic planning and management framework, integrating aquaculture activity into its wider socio-ecosystem (Soto et al., 2008). Implementation of EAA is not straightforward, however, requiring the use of a range of methods and tools, including environmental impact assessment (EIA) (Byron and Costa-Pierce, 2013; Ferreira et al., 2012a), to help define the type and size of fish farms that can be supported by the environment without leading to unacceptable impact on ecosystem functions and services (i.e. without exceeding ecosystem's ecological carrying capacity).

In environmental sciences, the cause-effect chain of human activities leading to environmental impacts is commonly structured as emission, fate, exposure and effect (Heijungs and Sleeswijk, 1999). In marine aquaculture, effluent loads from cages are the emissions of most concern, containing primarily solid organic particles (feces and uneaten feed) and dissolved inorganic compounds (NH_4^+, PO_4^{3-}, CO_2). A combination of factors at the farm level (e.g. scale, technology used, feeding, stocking density) and species level (e.g. feed digestibility, feed conversion ratio (FCR)) influences the quantity and quality of wastes. The spatial fate of solid material and its accumulation on the seabed, as well as the transport and dilution of dissolved substances in the ecosystem, are site specific and influenced by local hydrodynamic conditions (i.e. currents and bathymetry). Ultimately, the ecosystem's abiotic characteristics (e.g. water currents, turbulence, temperature, dissolved oxygen, salinity), trophic status (Fernandes et al., 2001) and benthic community ecology will influence the degradation and assimilation of solid and dissolved waste and its associated effects on ecosystem components.

Given the multifactorial nature of these processes, the ecosystem's carrying capacity for aquaculture is usually estimated using complementary tools and models (e.g. growth, farm-scale, hydrological, hydrographic) to provide drivers, boundary conditions or fluxes for larger-scale ecological models (Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017). In this framework, robust and accurate prediction of fish farm

waste using individual growth models and local farm-scale models is a first crucial step. Several farm-scale models such as BREAMOD (Brigolin, 2007; Brigolin et al., 2010), MOM (Ervik et al., 1997; Kupka Hansen et al., 2001; Stigebrandt et al., 2004) and FARM (Ferreira et al., 2012b) have been developed to simulate species growth and environmental loads to assess site carrying capacity and support management decisions. Most studies and model development have occurred in Europe and North America and have focused on well-known and commonly produced species such as Atlantic salmon (*Salmo salar*), seabream (*Sparus aurata*) and seabass (*Dicentrarchus labrax)* (Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017). Although useful, these modeling approaches require large amounts of high-quality data (i.e. accurate, reliable, up to date and relevant to the context) on species biology, farm configuration, rearing practices and environmental conditions, limiting their application to areas or cases with limited information (Gentry et al., 2017). Indeed, scientific knowledge can remain scarce for newly cultured species, and farm-level and environmental information can be difficult to obtain in data-scarce areas where the aquaculture sector is just emerging.

When data are scarce, a mixed approach combining commercial farm-level data, published studies of biological models and new experimental trials can lead to robust empirical models (Chowdhury et al., 2013). Moreover, in regions where the aquaculture sector remains in its infancy, scenario-based investigation, i.e. defining predictive or explorative scenarios (Börjeson et al., 2006) and combining them with a model, can explore a range of waste emissions of potential commercial farming systems and truly support decisions to guide aquaculture development. This kind of ex-ante approach is relevant in developing projects such as red drum *(Sciaenops ocellatus)* farming in the French overseas department of Mayotte.

Red drum is a euryhaline and eurythermal sciaenid distributed along the Atlantic coast and Gulf of Mexico (Chamberlain et al., 1990). It is popular for fishing activities and has been reared since the late 1970s, but at a small scale. This fast-growing, hardy and disease-resistant species (Lazo et al., 2010; Sandifer et al., 1993) is particularly suitable for marine aquaculture since it can reach a large commercial size. For several French overseas departments in the Caribbean Sea (Martinique and Guadeloupe) and Indian Ocean (Mayotte), red drum has a special importance because it is currently the only finfish species farmed there at a commercial scale.

In 2008, fish from aquaculture was the main product exported from Mayotte. Given Mayotte's high demographic growth (+8% per year), the aquaculture sector was expected to expand, with a production objective of 550 t by 2020 (Conseil Départemental de Mayotte, 2016). Fish farming there is developed within a Marine Nature Park that covers the entire exclusive economic zone, and its management plan integrates the development of sustainable aquaculture. However, scientific, technical and economic data on red drum culture, particularly in sea cages and in the tropics, remain scarce. Few relevant data on

the fish farms are available since the sector contains only four farms, with total annual production ranging from 30-100 t from 2012-2015. Falguière (2011) summarized knowledge about red drum and recent data obtained in tropical and sub-tropical environments. To our knowledge, only one study has estimated waste emissions of red drum under commercial culture conditions (Xu et al., 2007), and no farm-scale model had been applied to this species until now.

The main objective of this study was to develop a framework to collect and integrate key data in waste simulation models from explorative fish farming scenarios to help in EIA of aquaculture. With this aim, we (1) developed the Farm productIon and Nutrient emiSsions model (FINS), which combines farm production and waste emission modules to predict on-farm biomass dynamics, farm yields and waste output (solid, dissolved and C, N, P); (2) applied FINS to red drum culture in the tropics using data (growth, digestibility) from experimental trials; (3) described existing farms through field surveys and built explorative farming scenarios and (4) used FINS to simulate waste emissions of three farming scenarios.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Description of FINS

Conceptually, the FINS model is composed of two modules (Figure II.1):

(1) Farm production: an individual growth submodel is integrated into a population dynamics framework at cohort and farm levels using data about farm-management practices and cage layout to estimate farm production and feed intake.

(2) Waste emission: A mass-balance submodel of macromolecules is used to predict C, N and P fluxes between feed, fish and waste compartments (uneaten feed, feces, dissolved emissions), and cumulative total solid and dissolved waste emissions during a routine year of production.

The set of equations and parameters used in each module and their units are summarized in Table II.1.

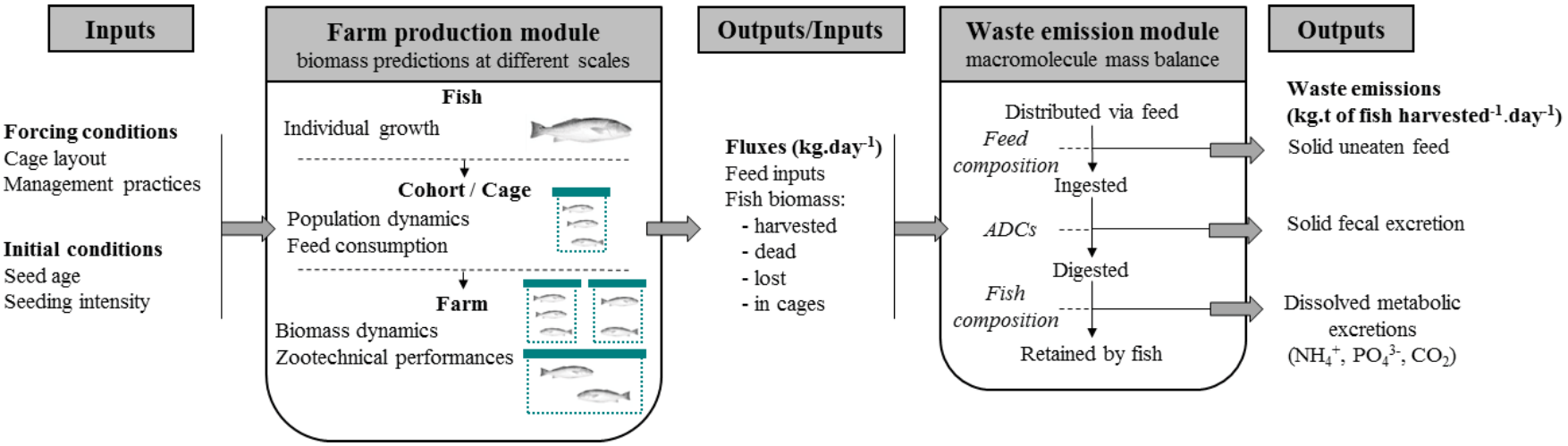


Figure II.1. Conceptual framework of the FINS model, combining a farm production module (individual and population growth submodels) and a waste emission module (macromolecule mass balance submodel) to estimate farm production, feed intake and waste emissions. Feed composition, fish composition and apparent digestibility coefficients (ADCs) are defined at the macromolecule level. FINS's outputs can be calculated for any day during a routine year of production or summed over a period.

2.1.1 Farm production module

We applied the generalized Von Bertalanffy growth model (VBGM) to red drum in warm water conditions. The generalized VBGM (Pauly, 1979), like other similar analytical models, does not explicitly consider variations in growth due to fluctuation in limiting (dissolved oxygen) and determining environmental parameters (temperature, salinity, photoperiod), which are generally known to influence fish metabolism greatly (Dumas et al., 2010) and thus growth rates. However, in Mayotte and more generally in the tropics, water temperature is warm and usually varies little among seasons (Jeffs, 2013), which can result in high growth rates in species suited to these conditions. For these reasons, and because of the inability to apply a more detailed and complex model due to the scarcity of in-situ environmental data, we chose this simple analytical approach. Furthermore, preliminary analysis showed that the VBGM predicted growth more accurately than other analytical models, required few input parameters, and is one of the models used most often for fish growth (Dumas et al., 2010; Katsanevakis, 2006). In the VBGM, daily fish growth, as a weight-at-age function, is predicted by a nonlinear function with four parameters (Eq. 1 in Table II.1). The underlying principles of the VBGM are that growth results from the difference between net anabolism and catabolism, and that growth rate tends to decrease linearly with weight (or length) (von Bertalanffy, 1957).

Individual fish growth was integrated into a population dynamic framework that defines fish cohorts whose members have an individual mean weight predicted by the VBGM and are located in the same cage in the cage layout (the latter defined by the number, dimensions and locations of cages). The number of individuals per cohort varies on a daily time step as a function of (1) seeding intensity, (2) natural mortality (τ_{mort}), (3) cultivation loss (τ_{loss}) and (4) the harvesting regime ($\tau_{harvest}$). Losses due to natural mortality are based on a previous survival model developed for red drum in marine cages (Falguière, 2011). Cultivation losses account for supplementary losses due to escape, predation and theft, and are a farm-specific factor related to farm scale and rearing practices. Harvesting regime, which is also farm-specific, is null except on the last day of month in which harvest occurs. The number of fish seeded per cage (initial condition) is set to achieve a maximum stocking density of 20 kg m^{-3} in cages during the culture cycle. During a culture cycle, a cohort can be transferred from one cage to a larger one to respect maximum stocking density.

Simultaneous culture of multiple fish cohorts on the same farm is simulated for a routine year of production of a given farm, i.e. using its full nominal capacity with all cages occupied and the maximum number of simultaneous cohorts in production (Figure II.2). FINS simulates farm functioning via cohort dynamics and transfers among cages, following a detailed management schedule that describes culture time per cage type and intervals between successive fish cohorts. The routine year of production begins

after the last cohort is seeded. By summing fish harvests for each cohort over the routine year of production, the model predicts fish biomass production at the farm level. Feed inputs per cage are calculated from daily feeding rate (DFR) and expressed as a percentage of the cage's biomass. The use of DFR to calculate feed inputs allows for dynamic estimation of the total amount of feed distributed to the cages and thus the loss fraction of uneaten feed (δ_u).

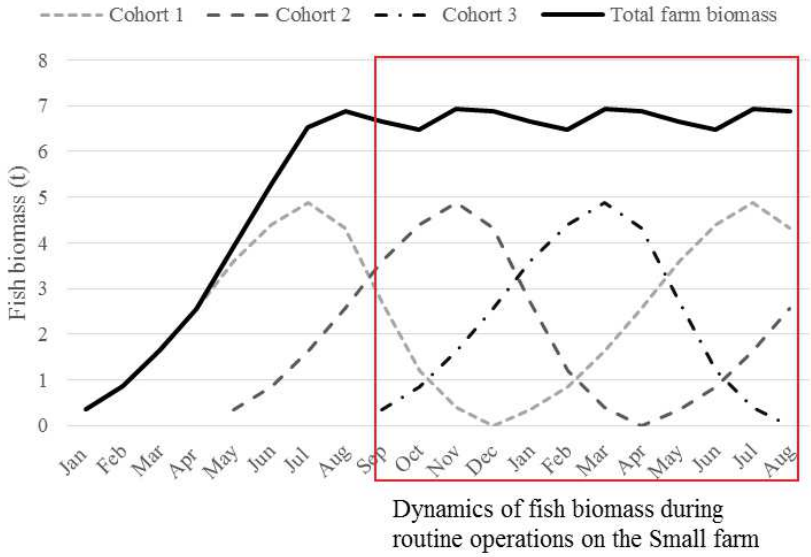


Figure II.2. Biomass dynamics during routine operations for the Small farm simulated by the FINS model. The square section bounds the routine production year of the Small farm. Decreasing biomass in each cohort after six months is due to harvest volumes that gradually increase during the six last months of the culture cycle.

2.1.2 Waste emission module

Quantities of total solid waste and solid and dissolved C, N and P waste from red drum farming are calculated using nutrient mass-balance equations (Table II.1). Solid waste estimates include the uneaten fraction of feed and undigested nutrients, while dissolved waste estimates equal the difference between digested nutrients and those retained in fish biomass gain (Cho and Kaushik, 1990). Feed inputs are described according to their contents of dry matter, P and macromolecules (i.e. protein, lipids, carbohydrates (sugars and starch), fiber, ash) based on the proximate composition of each feed in the diet (method described in Appendix II.B). Feed C and N contents are estimated using standard stoichiometric biochemical equations (Strain and Hargrave, 2005) (Eq. 10 in Table II.1). Fecal emissions are calculated from apparent digestibility coefficients (ADCs) according to two approaches: (1) the sum of non-digestible macromolecule fractions and (2) non-digestible dry matter in feed (by assuming that total dry weight is the sum of macromolecule fractions). The former calculation approach is more detailed but requires more data than the latter; thus, the results obtained with both approaches were compared to determine the value of using a more detailed approach in the context of data scarcity.

Macromolecules and P retained by fish (harvested, dead or lost) are calculated from fish proximate composition.

2.2 Calibration of FINS

2.2.1 Individual growth submodel calibration and validation

The VBGM was calibrated using an existing dataset of individual body weight (n = 308) of captive red drum broodstock reared for up to 700 days in Martinique from 2004-2008 (Falguière, 2011). Fish were reared at a stocking density of 15-20 kg m^{-3} and fed manually with extruded pellets (47% protein and 13% lipid). Data collected during Water Framework Directive monitoring programs showed that temperature and dissolved oxygen levels in Martinique and Mayotte waters varied little (Figure II.3), from 25-31°C (corresponding to the temperature preference of red drum) and 5.9-7.0 mg l^{-1} (non-limiting for red drum), respectively (Falguière, 2011; Neill, 1990).

The four VBGM parameters were estimated by minimizing the residual sum of squares between calibration data and predicted weights using the "optim" function of R software (R Core Team, 2018). Performance of the calibrated VBGM for the Mayotte case study was evaluated by estimating and testing linear regression coefficients (Mesplé et al., 1996) between on-farm weight data obtained in Mayotte and predicted weights. The significance of differences of the intercept, slope and coefficient of determination (R^2) from 1, 0 and 1 respectively, were tested with the Student's t-test. Goodness-of-fit of the submodel was then assessed as "very good", "good", "fair" or "poor" following the classification of Jusup et al. (2009).

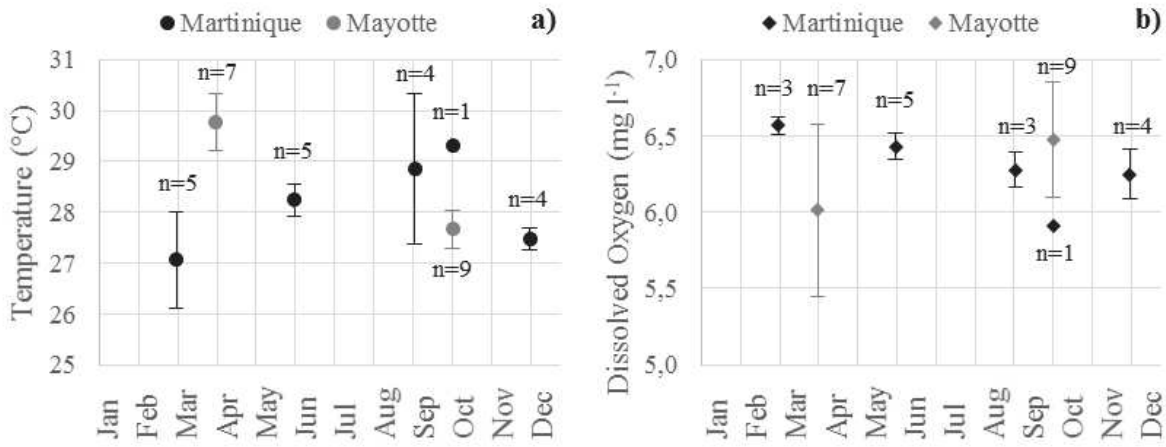


Figure II.3. a) Water temperature and b) dissolved oxygen concentrations at experimental facilities in Martinique (Le Robert) and near a fish farm in Mayotte (Longoni Bay). Data were averaged over "n" years of annual data collected from 2008-2017.

Table II.1. Equations used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model to predict red drum fish farming production and waste emissions.

Model equation	Eq.	Variable and parameters	Units
Farm production module			
Individual growth (von Bertalanffy growth model)			
$W(t) = W_\infty \times (1 - e^{-k(t-t_0)})^p$	(1)	W: Individual fish weight	kg fresh weight (FW)
		W_∞: Asymptotic weight	kg FW
		t: Individual fish age	day
		t_0: Initial age	day
		k: Relative growth rate	day^{-1}
		p: Dimensionless factor	-
Population size			
$\frac{dN(t)}{dt} = (-\tau_{mort} - \tau_{loss} - \tau_{harvest}) \times N(t)$	(2)	t: Rearing time in cages	day
		N_t: Number of individuals per lot	-
		τ_{mort}: Mortality rate	
		τ_{loss}: Loss rate	$\%.day^{-1}$
		$\tau_{harvest}$: Harvest rate	$\%.day^{-1}$
			$\%.day^{-1}$
Biomass per lot			
$B(t) = N(t) \times W(t)$	(3)	B: Biomass per lot	kg FW
Feed inputs			
$Q_f(t) = \int_0^t B(t) \times DFR(t) \times dt$	(4)	Q_f: Quantity of feed distributed	kg FW
		DFR: Daily feeding rate	% of $biomass.day^{-1}$
Waste emission module			
Macromolecule mass balance			
$Q_i(t) = N_{i\,feed} \times Q_f(t) \times DM_{feed}$	(5)	Q_i: Macromolecule or P inputs distributed	kg
		$N_{i\,feed}$: Macromolecule or P content in feed	%
		DM_{feed}: Dry matter content in feed	%
$W_i(t) = N_{i\,feed} \times \delta_u \times Q_f(t)$	(6)	W_i: Macromolecule or P loss from uneaten feed	kg
		δ_u: Percentage of feed uneaten	%
$F_i(t) = (Q_i(t) - W_i(t)) \times (1 - ADC_i)$	(7)	F_i: Fecal macromolecule or P emissions	kg
$S_i(t) = W_i(t) + F_i(t)$	(8)	S_i: Solid macromolecule or P emissions	kg
$D_i(t) = 1 - F_i(t) - G_i$	(9)	D_i: Dissolved macromolecules or P emissions	kg
		G_i: macromolecules or P retained by fish	kg
Elemental composition in macromolecules			
$C = 0.5 \times N_{proteins} + 0.4 \times N_{carbohydrates} + 0.4 \times N_{fibers} + 0.7 \times N_{lipids}$	(10)	C: Carbon content in feces, feed or fish from macromolecules	%
$N = 0.16 \times N_{proteins}$	(11)	N: Nitrogen content in feces, feed or fish from macromolecules	%
Digestibility coefficient			
$ADC_i = 100 \times \left(1 - \frac{Y_{feed}}{Y_{feces}} \times \frac{N_{i\,feces}}{N_{i\,feed}}\right)$	(12)	ADC_i: Apparent digestibility coefficient	%
		Y_{feed}: Yttrium oxide content in feed	%
		Y_{feces}: Yttrium oxide content in feces	%
		$N_{i\,feces}$: Macromolecule or P content in feces	%

2.2.2 Determination of nutrient ADCs

We measured digestibility coefficients experimentally for red drum fed a commercial feed commonly used on farms in Mayotte using an indirect method: coating feed with a indigestible and inert tracer (yttrium oxide) and then measuring tracer and nutrient contents in feed and feces to estimate the digested fraction of nutrients (Austreng et al., 2000; Hillestad et al., 1999). Digestibility trials were performed at the Ifremer Experimental Aquaculture facilities (Le Robert, Martinique, France) with NUTRImarine 6.0mm pellets, included in the range of Nutrima® feed (2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm) that covers the needs of the entire life cycle of red drum. The experiment is detailed in Appendix II.A. ADCs were calculated (Eq. 12 in Table II.1) (Maynard and Loosli, 1969) for fractions of total dry matter, macromolecules and elemental P. ADCs were considered constant during the entire life cycle of the species.

2.2.3 Feed and fish body compositions

Fish body composition was assumed to remain constant during fish growth and thus be identical for seeded, dead, lost and harvested fish, even though some studies have observed ontogenic variation in fish body nutrient content (Pilati and Vanni, 2007). Input data used in FINS were mean values over the digestibility trial (Table II.B.2) using the same commercial feed as that used in FINS. Thus, FINS assumed consistency between fish body composition and feed composition, as recommended by Cho and Bureau (1998). Feed composition data used in FINS were obtained from supplementary analysis of the 5 pellet diameters (2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm) of Nutrima® feeds, following the standard methods described in Appendix II.A.

2.3 From field surveys to farming scenarios

Surveys were conducted on 8 farms in three French overseas departments having a common regulatory context for aquaculture development – Mayotte (4), Martinique (3) and Guadeloupe (1) – to investigate commercial culture conditions on existing farms and potentially relevant farms for this context so as to characterize and categorize them in a typology. The field surveys, conducted from 2016-2018, provided information about (1) cage layout (number and dimensions) and farm facilities and (2) feeding and rearing practices (e.g. (Lazard et al., 2010)). These data were used to distinguish Small-, Medium- and Large-scale farms in a typology, which was used to build exploratory farming scenarios for FINS (Small, Medium and Large) representing the range of possible commercial farming conditions for red drum in Mayotte. Since French overseas departments do not have Large farms yet, Large farm data were based on an application document for a license to set up a Large farm in Mayotte. Values of key variables retained for each scenario and used in FINS are reported in Table II.B.3. Given the non-homogeneity of survey data and their variable quality, values used to construct the three scenarios were determined by expert knowledge based on the range of values collected.

2.4 General setup

DFRs were obtained from surveys of farms using Nutrima® feed (Table II.B.1). Values varied monthly and were used to calculate the daily feed inputs during the culture cycle. Uneaten feed was set at 5% of total feed input (Bureau et al., 2003; Cromey et al., 2002; Hills et al., 2005) in the absence of reliable data for red drum farming. Seeds were introduced into cages at the age of 40 days (6 g, according to VBGM predictions). We calculated mortality rates from the survival model of Falguière (2011), based on 21 red drum genetic families raised for up to 1000 days. Cohort return rates (i.e. percentage of seeded fish that were later harvested) obtained from the surveys were used to set the fish loss rate in each farming scenario.

2.5 Sensitivity analysis

Sensitivity analysis was performed using a one-at-a-time approach to examine the response of FINS output to change in the following input parameters: relative growth rate (k, Eq. 1 in Table II.1), τ_{loss}, maximum stocking density, DFR, δ_u, feed macromolecule contents, feed P and fish P contents (Table II.1). For feed macromolecule contents, we simulated only changes in the composition of the NUTRImarine 9.0 mm pellets, since they preponderated (64-88% of annual feed input (Figure II.B.1)) and thus would have more influence on emission predictions than other pellets. After varying default values of each input parameter by ±5% or ±10% (depending on the parameter), a normalized sensitivity index (S) was calculated to quantify the change in two model outputs: total solid waste emissions and dissolved P emissions. S equaled the relative change in model output divided by the relative change in the input parameter (Gan et al., 2014; Mateus and Franz, 2015). The degree of model output sensitivity to each parameter was then classified as "insensitive" ($S \leq 0.1$), "sensitive" ($0.1 < S \leq 1$), "highly sensitive" ($1 < S \leq 10$) or "extremely sensitive" ($S > 10$) (Mateus and Franz, 2015).

3 RESULTS

3.1 FINS inputs

3.1.1 Individual growth submodel calibration

Values of the VBGM parameters with the smallest residual sum of squares were W_∞ = 4906.3 g, t_0 =15 days, k = 2.71×10^{-3} $days^{-1}$, and p = 2.493, respectively. The calibrated VBGM simulated well the weights observed on farms in Mayotte (Figure II.4). Linear regression between Mayotte farm data vs. predicted weights yielded a slope (0.966), intercept (78.03) and R^2 (0.93) that did not differ significantly from 1 (Student's t-test, t = 0.40, p = 0.70), 0 (t = -0.49, p = 0.64) and 1 (t = 1.00, p = 0.39), respectively, making the VBGM a "very good" predictor.

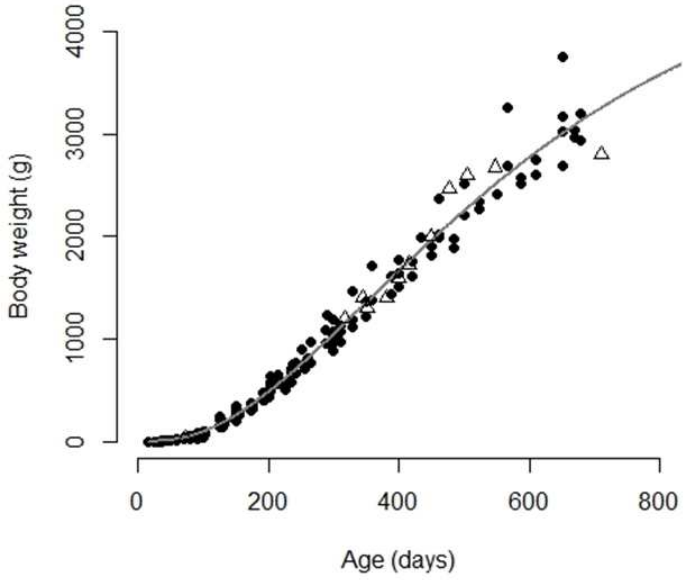


Figure II.4. Red drum (*Sciaenops ocellatus*) growth predictions (—) from the generalized Von Bertalanffy Growth Model (VBGM) compared to the dataset of captive individuals (n = 308) reared in Martinique used to calibrate the model (●) and to field data from fish farms in Mayotte (Δ) (n = 12). The VBGM equation is $W(t) = W_\infty \times (1 - e^{-k(t-t_0)})^p$, with W, individual fish weight; W∞, asymptotic weight; t, individual fish age; t0, initial age; k, relative growth rate; p, dimensionless factor.

3.1.2 Nutrient ADCs, feed and fish body composition

The ADCs for NUTRImarine 6.0 pellets (Table II.2) were used to calculate fecal emissions for all feeds parameterized in FINS. Feeds varied little in macromolecule composition (Table II.B.2) and had the same ingredient formulation. During the digestibility experiment, red drum had relatively low FCRs (1.21 ± 0.02) and high specific growth rates (0.82 ± 0.03%) with the tested diet, as well as high ADCs for dry matter, protein and lipids (78.0 ± 1.1%, 93.8 ± 0.7% and 94.0 ± 1.5%, respectively). The mean weight of individuals doubled during the 86-day trial, and survival was high (97 ± 6%). Initial and final fish body compositions (Table II.2) varied little for all macromolecule fractions analyzed, except for sugars (ranging from 0.03 ± 0.03% to 0.13 ± 0.06%); thus, mean composition data (Table II.B.2) were used in FINS to predict nutrient retention as fish grew.

Table II.2. Proximate composition of feed, feces and whole fish body samples used to determine apparent digestibility coefficients (ADC) of red drum with NUTRIMarine 6.0 pellets after coating with yttrium oxide. Mean values (± 1 standard deviation) for three experimental groups are given.

Composition	Feed (n=1)	Feces (n=3)	Fish body (n=3)	ADC (n=3)	Unit
Dry weight (DW)	96.2	-	29.8 ± 0.3[a] 30.3 ± 0.1[b]	77.96 ± 1.08	(%)
Protein	47.8	13.4 ± 0.8	57.8 ± 0.7[a] 59.6 ± 0.9[b]	93.80 ± 0.68	(% DW)
Lipids	13.1	3.6 ± 0.9	22.8 ± 1.0[a] 22.0 ± 1.1[b]	94.00 ± 1.49	(% DW)
Sugars	2.54	0.10 ± 0.00	0.13 ± 0.06[a] 0.03 ± 0.03[b]	99.10 ± 0.09	(% DW)
Starch	12.5	11.7[c]	-	79.30 ± 1.01	(% DW)
Fiber	8.8	35.0 ± 2.1	-	11.88 ± 3.40	(% DW)
Ash	8.6	25.1 ± 0.7	13.9 ± 0.2[a] 13.6 ± 0.5[b]	32.60 ± 1.87	(% DW)
Phosphorus	1.2	1.6 ± 0.1	2.6 ± 0.1[a] 2.6 ± 0.1[b]	69.14 ± 2.40	(% DW)

[a]*Initial body composition*
[b]*Final body composition*
[c]*Fecal samples were pooled to obtain enough material to analyze starch*

3.2 Farming surveys and scenarios

The three production types (Small, Medium and Large farms) differed mainly in scale, farm facilities and fish commercialization sizes. According to this typology, Small farms aimed to supply less expensive products and reduce economic risks for farmers. They had inexpensive floating cages adapted for coastal sites (< 500 m from the coast), a short culture cycle (≤ 15 months) and annual production < 50 t. Their return rates ranged from 50-80%. Medium farms had larger but similar rearing facilities as Small ones and aimed to market products from portion-size to 3000 g per individual, with annual production ranging from 200-1000 t and return rates ranging from 70-85%. Large farms used circular cages and floating feed storage vessels adapted to offshore aquaculture and aimed to produce > 1500 t of medium-sized fish (individuals of ca. 1500 g) per year. On the three types of farms, maximum stocking density varied from 10-20 kg m^{-3}. These three types accord with previous descriptions of red drum farms in the Caribbean (Paquotte, 1998) and more generally differentiate coastal, off-the-coast and offshore aquaculture farms (Angel and Edelist, 2013).

3.3 Sensitivity analysis

Predicted solid waste emission was highly sensitive ($1 < S \leq 10$) to $ADC_{protein}$ and relative growth rate, and sensitive ($0.1 < S \leq 1$) to DFR and stocking density (Figure II.5). In contrast, predicted dissolved P emission was highly sensitive to changes in DFR, ADC_P, relative growth rate, P content in feed ($N_{p\ feed}$) and fish ($N_{p\ fish}$).

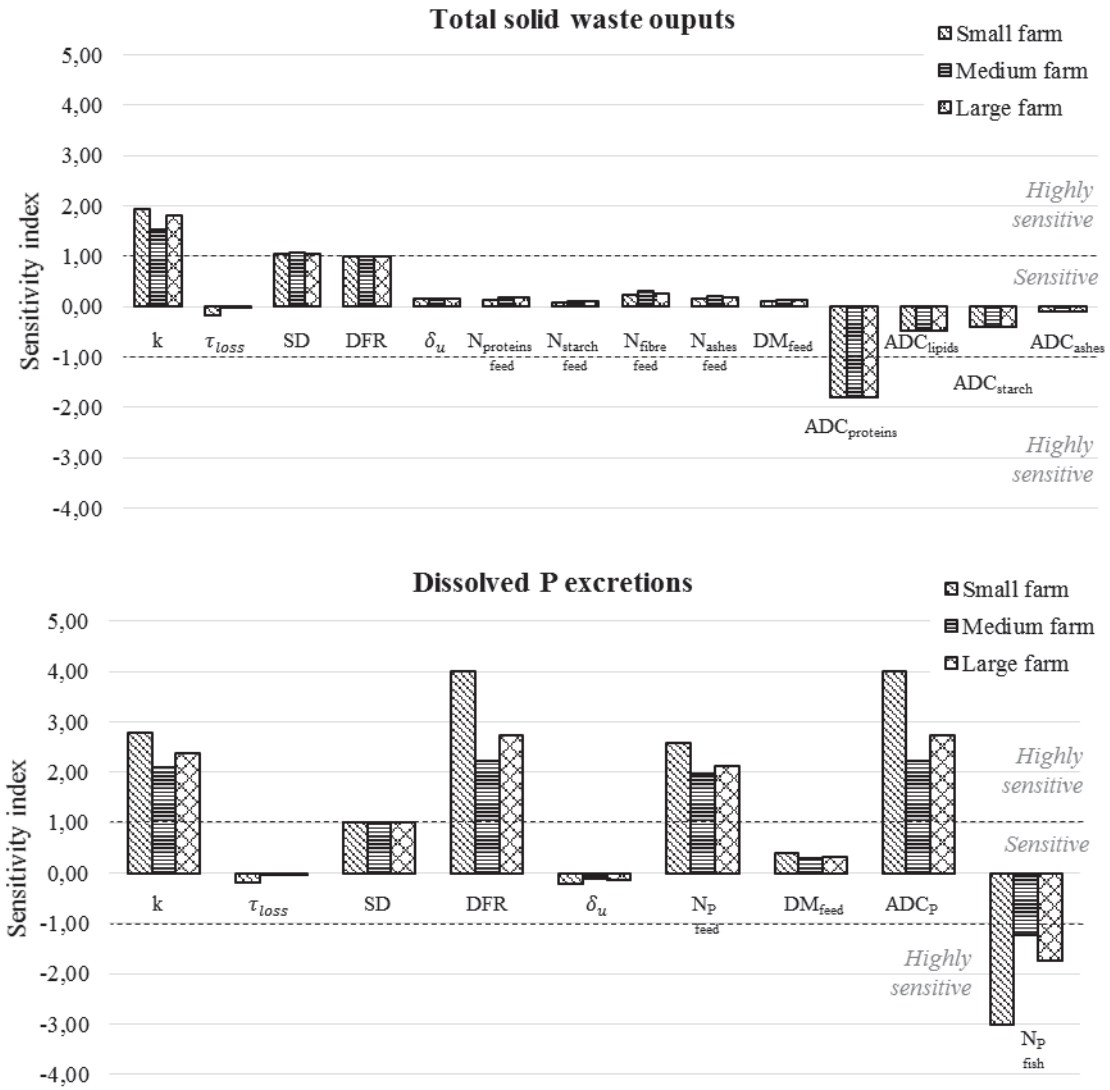


Figure II.5. Parameter sensitivity analysis performed for two model outputs: total solid waste and dissolved P emissions. The normalized sensitivity index (S) was calculated by dividing the relative change in model output by the relative change in the parameter value. Parameters with little influence ($S < 0.1$) are not plotted. k, relative growth rate; τ_{loss}, mortality rate; SD, maximum stocking density; DFR, daily feeding rate; δ_u, proportion of uneaten feed; Ni feed, macromolecule or P content in feed; DMfeed, dry matter content in feed; ADCi, macromolecule or P apparent digestibility coefficient; NP fish, P content in fish.

3.4 Model use

3.4.1 Predicted farm performance

Since we did not simulate extreme events (disease, accidents or ecological pulse disturbance), mean biomass during annual routine farm operations on Small, Medium and Large farms varied little throughout the year (around 8, 218 and 756 t of fish respectively), yielding annual production of 23, 299 and 2079 t of red drum, respectively (Table II.3). Based on the simulated DFRs, annual feed inputs were 40, 677 and 3691 t for Small, Medium and Large farms, respectively, leading to FCRs that ranged from 1.54-1.91. The Small farm had a return rate of only 66%, compared to 73% and 81% on Medium and Large farms, respectively.

Table II.3. Input data and output of three red drum farming scenarios (Small, Medium and Large) predicted by the Farm productIon and Nutrient emiSsions model (FINS), with seeding set to reach a maximum stocking density of 20 kg m^{-3} during the culture cycle.

Characteristic	Small	Medium	Large	Unit
Farm inputs				
Feed	34.94	589.48	3229.72	t dry weight.yr^{-1}
Seeds	172	949	9166	kg.yr^{-1}
Farm outputs				
Fish harvested	22.88	298.58	2078.60	t.yr^{-1}
Dead and lost fish	4.29	47.94	183.53	t.yr^{-1}
Farming performances				
Mean weight of harvested fish	1.11	2.56	1.54	kg
FCR_{mod}[a]	1.54	1.91	1.56	
Cohort return rate[b]	66	73	81	%
Fish harvest yields	26.48	18.14	21.98	kg of fish harvested.m^{-3}.yr^{-1}

[a]Feed Conversion Ratio (FCR) = Feed distributed (in dry weight) / (Fish biomass harvested – Fish biomass seeded (in fresh weight))
[b]Return rate (%) = (Number of fish harvested / Number of fish seeded) × 100

3.4.2 Solid waste emissions and C, N and P balances

Predicted annual C, N and P fluxes between feed, fish and waste compartments were calculated per t of fish harvested per year for the three scenarios (Figure II.6). Total C, N and P input from feeding was 16-1477, 3-266 and 0.5-41.9 t, respectively, among scenarios. The percentages of C, N and P in feed released into the environment were 76-82%, 72-79% and 51-64%, respectively, among scenarios. N was emitted mainly in inorganic dissolved form (85-86%), as was C, which was emitted primarily via respiration (75-77%). In contrast, P was emitted most in solid waste (ca. 54-68%).

Total annual emission of solid waste varied from 8,878 kg for the Small farm to 821,098 kg for the Large farm. Fecal emissions calculated with dry weight ADC or macromolecule ADCs differed little (the latter ca. 2.5% lower). Per t of fish harvested, Medium farms emitted 1.27 and 1.30 times as much solid waste as Large and Small farms, respectively. Differences were even larger for dissolved C, N and P emissions, which were respectively 1.33-1.44, 1.33-1.45 and 1.57-2.34 times as large from Medium farms per t of fish harvested than from Large and Small farms.

4 DISCUSSION

4.1 Modeling farm waste emissions in the context of data scarcity

Developing marine aquaculture in Mayotte is perceived as a key priority by local authorities and other stakeholders since it is integrated into regional development programs, and sustainable aquaculture is promoted in Mayotte's Marine Nature Park management plan. However, the fish farming industry there remains in its infancy, with few, economically weak farms, a relative scarcity of in-situ monitoring data on fish production and water quality, and little information available on rearing practices. These are major obstacles to the use of detailed and data-intensive farm-scale models to estimate waste emission and their environmental impacts. In this study, we developed an alternative approach using a variety of data sources (e.g. commercial surveys, experiments, literature) to parameterize a simple modular scenario-based model to estimate fish farm production and waste emissions.

Two crucial elements of the FINS model are its ability to predict fish growth and feed requirements accurately, since fish growth is the basis of the model structure (Figure II.1), and the parameters involved in predicting growth and feed requirements are the most sensitive parameters of the model (Figure II.5). The few existing and relatively outdated growth models available for red drum were not appropriate for our case study because they were either parameterized for wild fish (Doerzbacher et al., 1988; Murphy and Taylor, 1990; Porch et al., 2002; Ross et al., 1995) or not operational or relevant for our case study (Neill et al., 2004) given the in-situ data availability and the processes we aimed to simulate. Therefore, we used the VBGM to simulate individual growth, calibrating it with an existing weight-at-age dataset from Martinique. It predicted red drum growth from juvenile (6 g) to large commercial size (3000 g), and its predictions remain valid for the environmental conditions under which the data were acquired (i.e. water temperature from 25-31°C and non-limiting dissolved oxygen concentration (>5 mg l^{-1})). It showed good transposability to a tropical region with similar environmental characteristics, since it predicted well red drum growth from 1.2-2.8 kg on farms in Mayotte. Feed inputs were estimated using DFRs obtained from commercial farm surveys. While this approach lacks a link to biological mechanisms (DFR can be overestimated, leading to feed losses, or underestimated, which fails to maximize growth potential), it offers realistic estimates of the feed inputs distributed to cages.

In the context of scarce environmental data, and as an initial approach to new aquaculture species, analytical models with fewer input parameters can be a solution to predict simply and effectively fish growth and feed intake under given environmental and rearing conditions. However, since FINS has a modular structure, its submodels can be exchanged for more detailed models when available, to increase its transposability to biophysical contexts where environmental parameters might vary. In environments with significant seasonal or ecological changes in water conditions, integration of more recent energetic approaches such as Ecophys.Fish (Neill et al., 2004), already available for red drum, or Dynamic Energy Budget (DEB) (Kooijman, 2010, 1986; Sousa et al., 2010), which is more widely used, would be more suitable. These more detailed models have the advantage of representing interactions between water temperature and fish physiological processes (e.g. maintenance, respiration, excretion, reproduction), but they still do not consider all factors that can influence fish growth or feed intake the most, such as those related to physiological status, nutrition (e.g. feed composition and palatability) and rearing practices (e.g. feeding frequency, rate and time, stocking density) (Sun et al., 2016).

We provided detailed data essential for accurately estimating waste emissions from fish farms accurately using mass-balance principles, including proximate composition and digestibility of a commercial formulated feed and composition of the fish fed with this feed. The proximate composition of many formulated feeds is well known and easily available from feed manufacturers, but fish proximate compositions and digestibility coefficients are less available for new aquaculture species. As an initial approach, one can refer to values recently reviewed for salmonids, other carnivorous species and omnivorous species (see appendices of Bouwman et al., 2013). However, feed digestibility, fecal emissions (amount and composition) and nutrient retention of fish are related to feed formulation and nutrient content (Cho and Bureau, 1997; Reid et al., 2009), and they can vary as a function of rearing environment, microflora in the aquatic habitat and water temperature, all of which influence development of specific gut flora (Cahill, 1990). Thus, significant uncertainties may arise from the use of literature data for feed digestibility, particularly given its high sensitivity in output of the FINS model. Estimating ADCs with indigestible tracers to parameterize a mass-balance model is relatively easier and less expensive than performing the field experiments necessary to estimate DEB parameters for a new species (four treatment factors and seven response variables) (van der Meer, 2006). In the absence of representative data for a given context, feed composition and digestibility should be measured specifically. As long as the data are of good quality, however, simple and parsimonious modeling approaches should be promoted, particularly in a context of data scarcity. Thus, if only solid fecal emissions are needed, they can be estimated from macromolecule digestibility coefficients (6 values needed) or dry matter digestibility (1 value needed), with little difference in the output (< 2.5%). While these conclusions should be confirmed for other species and feeds, the latter method is less data-intensive and already used in the DEPOMOD aquaculture impact assessment model (Cromey et al., 2002).

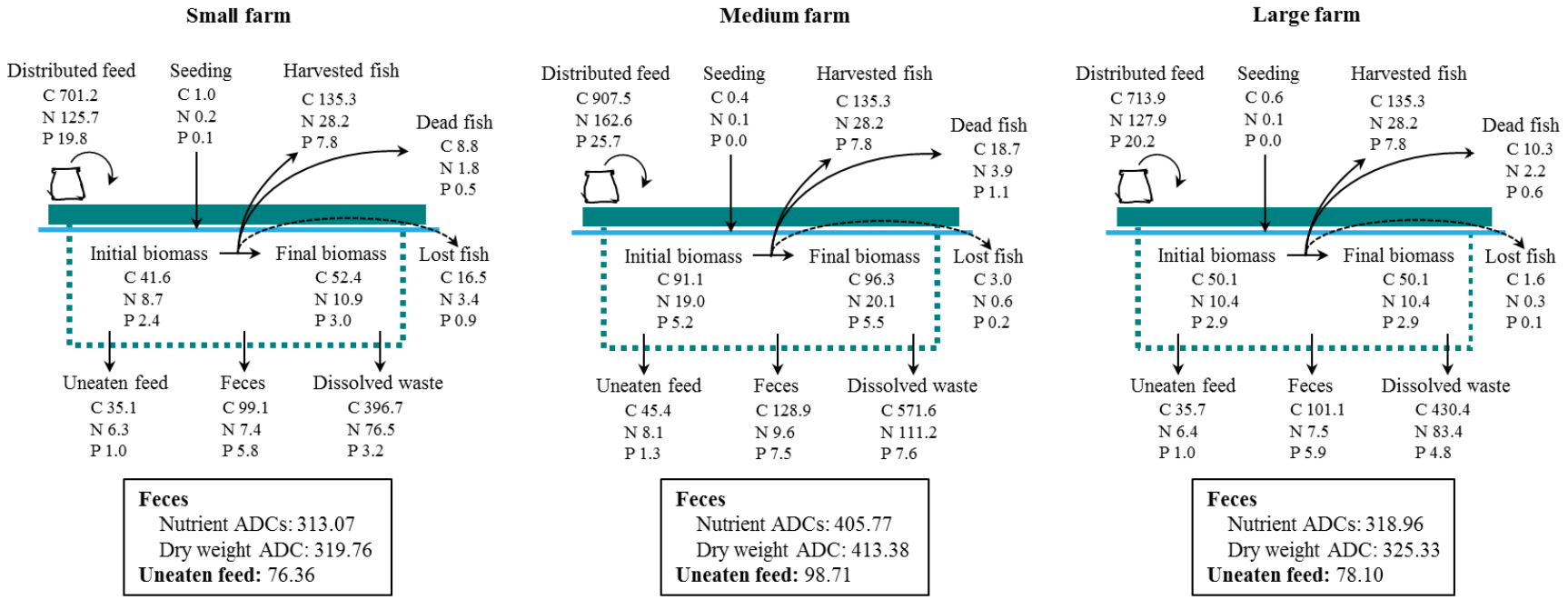


Figure II.6. Solid waste and C, N, P mass balance for three red drum farm scenarios: Small, Medium and Large farm scale. Values are expressed as kg per t of fish harvested during a routine year of production. The frames below show solid emissions (dry weight) including feces calculated from apparent digestibility coefficients (ADCs) using either feed dry weight ADC or macromolecule ADCs considering protein, lipid, carbohydrate (sugars and starch), fiber and ash fractions and uneaten feed.

4.2 Nutrient balances and farming performances

Depending on the farm scenario (Large, Medium or Small farm), predicted annual emissions of C, N and P from cages in solid and dissolved forms ranged from 445-639, 76-111 and 8-14 kg, respectively, per t of fish weight gain and from 528-741, 90-129 and 10-16 kg, respectively, per t of fish harvested annually. Emissions per t of weight gain were similar to those reported by Bouwman et al. (2013), who reviewed 14 studies with N balances and 4 studies with P balances of a variety of marine aquaculture species, including red drum (Xu et al., 2007) and other finfish, in tropical environments (Leung et al., 1999; Tantikitti et al., 2005). On the other hand, only one reference provide farm waste emissions per t of fish harvested annually for marine cage systems (Wang et al., 2012); most other studies expressed emissions per t of fish harvested over a period without explicitly specifying rearing duration and whether waste emission was examined at the cohort or farm level. Depending on the scenario, our predicted emissions were generally higher than Wang et al.'s (2012) estimates for Atlantic salmon (C, N and P emissions 25-46%, 45-61% and 7-43% higher, respectively), mainly because of the smaller FCR (1.16) of the mature salmon industry than that of red drum in our study (1.54-1.91).

Total nutrient discharge increased with farm size in our scenarios, but when standardized to annual farm production during routine operations, Medium and Large farms had the highest and lowest relative emissions, respectively, because of differences in farm performances and culture practices. Higher emissions from the Small farm than the Large farm (both with a 12-month culture cycle) were due mostly to larger losses on the Small farm. Medium farms had the worst environmental impacts relative to their annual production because of lower FCR due to the longer culture cycle. The longer the culture cycle, the worse the FCR because fish growth rate decreases over time due to using energy for physiological functions besides growth, such as sexual maturity, which appears in red drum from age 1-3 for males and later for females (Murphy and Taylor, 1990; Ross et al., 1995). Thus, aquaculture waste emissions per t of fish harvested in a routine year of production decrease with a shorter culture cycle, and local environmental impacts may do so as well. These findings encourage representing heterogeneity in rearing practices more systematically and precisely in the modeling of aquaculture waste, since it constitutes an important factor of a system's environmental sustainability.

4.3 Importance of rearing practices

Large cultivation losses observed on Mayotte fish farms and modeled in the scenarios include escapes and predation, which are primarily engineering and management challenges to adapt facilities to external factors (i.e. wind, waves, bird and fish predation), but they also include theft, which is a real threat for small-scale fish farming in Mayotte. The logistical advantage and more remote location of offshore systems (Large farm) may decrease theft and vandalism but also farm accessibility, which is not an option for Small farms. Since large losses are a major problem for a farm's profitability and

potential environmental impacts (genetic interactions and risk of competition with wild stocks) (Jackson et al., 2015), the development of sustainable and more productive aquaculture in Mayotte might come from better control of rearing practices, increasing the security of rearing facilities and the establishment of maritime security by institutional maritime authorities.

Local environmental impacts of aquaculture per t of fish harvested in a routine year of production was reduced with a shorter culture cycle, but it is likely that longer culture cycles are more profitable for farmers. Indeed, producing larger fish in longer culture cycles reduces fingerling costs per kg of marketed fish. Producing larger fish also allows for first-stage processing (fish filet or steak), which adds value to the product. Therefore, in terms of economic profitability, lower FCR in longer culture cycles may be balanced by benefits to fingerling costs and prices of processed products. However, these questions lay beyond the scope of this study; addressing them would require assessing and comparing the financial feasibility of different rearing practices and including a general economic indicator of resource use efficiency.

5 CONCLUSION

This study presented a compromise between data requirements and scientific complexity to estimate fish farm production and waste emissions in the context of data scarcity. The combination of parsimonious mathematical models using a variety of data sources and a scenario-based approach can provide an operational approach to assess and compare environmental impacts of different farming systems and practices for new aquaculture species and regions.

In Europe, EIA of aquaculture at the local scale is a crucial step in the licensing of new fish farms. Solid waste has the greatest environmental impact immediately around the farm because it can accumulate on the seabed and cause benthic organic enrichment. However, potential environmental risks and impacts depend greatly on the specific biophysical context of the farm, which makes it difficult to avoid a site-by-site evaluation and to establish site-specific recommendations for a given farm at a wider spatial scale. Further research is therefore needed to characterize the main physical, chemical and ecological factors at the regional scale that influence local environmental impacts of aquaculture in order to provide a broad view of these impacts, which could facilitate site selection and the licensing process for decision-makers.

Acknowledgement

This study was undertaken as a part of a Ph.D. thesis in the CAPAMAYOTTE project, Phase 2 (2015-2018), supported by the Natural Marine Park of Mayotte and the Mayotte County Council. The authors gratefully acknowledge the members of UM Ifremer Martinique for helping collect experimental data. We also thank Paul Giannasi for his involvement in the survey work and all the fish

farmers who participated in this study. The authors thank Dr. E. Roque d'Orbcastel and Dr. T. Laugier for reading and editing the manuscript prior to submission and Dr. M.S. Corson for careful revision of the English.

APPENDIX II.A: DESCRIPTION OF THE DIGESTIBILITY TRIAL WITH RED DRUM

The commercial diet tested in this study was composed mainly of soybean, fish meal, wheat and fish oil and contained 48% protein and 13% lipids. The pellets were first coated with yttrium oxide (yttrium oxide and cod oil at 1% of feed weight each) as an inert tracer to determine apparent digestibility coefficients. The animals were 124-day-old (84 g mean body weight, BW) laboratory farmed red drum, originating from captive broodstock. On Day -42 (D_{-42}), fish (mean BW 83-85 g) were individually weighed and randomly divided into 3 treatment groups of 30 fish, each group placed in a tank to become acclimated to the experimental environment. Beginning on D_{-20}, fish (mean BW 145-156 g) were fed with NUTRImarine 4.5 pellets. On D_0, initial individual fish weighed 206-216 g (mean 211 g), and each group was adjusted to 26 individuals. Each group was reared in a 1 m^3 indoor tank supplied with 1 m^3 h^{-1} of filtered seawater in a flow-through system. Water salinity was 37.0. PSU, and oxygen concentration always exceeded 80% saturation. Temperature was 27.5 ± 0.5°C with artificial lighting of 160 lx at the water surface (12 h:12 h L:D cycle, lights on at 6:00 a.m.).

Feed was manually delivered once a day at 8:30 am to each group until satiation. Feed intake of each group was calculated daily as a percentage of each group's biomass. A sediment trap (150 l each) located at the outlet of each tank was checked for uneaten pellets, and feed loss was considered nil during the experiment.

Feces were collected twice a day (4:00 pm and 8:00 pm) in the sediment trap via a siphon system for nine days (D_{73}–D_{75}, D_{78}–D_{82} and D_{85}) and frozen. Fish scales were removed from samples, and then feces were concentrated by centrifugation and freeze-dried before analysis.

At D_0, D_{21}, D_{42}, D_{63} and D_{85} (last day of the trial), feeding was stopped for 24 h, and then fish were individually weighed. A representative sample of whole fish (n = 6) was withdrawn from each treatment group at D_0 (initial) and D_{91} (final) and kept frozen (-20°C) until analysis of body composition. Whole fish bodies were pooled, ground and freeze-dried before chemical analysis.

Red drum whole-body samples, feed pellets and feces were analyzed following standard procedures: dry matter after drying at 105°C for 24 h, protein (N×6.25) by the Kjeldahl method after acid hydrolysis, lipids after extraction with petroleum ether by the Soxhlet method, sugar by the Luff-Schoorl method, starch by the Ewers polarimetric method, fiber from fraction analysis by the Van Soest method and ash by ignition. Yttrium contents were measured in feed and fecal samples by atomic absorption spectrophotometry using a nitrous oxide-acetylene flame, after acid digestion (2% nitric acid and 2 g l^{-1} KCl).

APPENDIX II.B: SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table II.B.1. Daily feeding rate (DFR) and pellet diameter used to calculate feed inputs for red drum (*Sciaenops ocellatus)* culture in a warm water environment (25-31°C) in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model and obtained from surveys of farms feeding using commercial Nutrima® feed (2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm).

Month in the culture cycle	DFR (% of biomass.d^{-1})	Pellet diameter (mm)
1	5.25	2.2
2	3.00	3.2
3	2.30	4.5
4	1.90	6.0
5	1.75	6.0
6	1.65	9.0
7	1.20	9.0
8	1.15	9.0
9	1.10	9.0
10	1.05	9.0
11	0.95	9.0
12	0.90	9.0
13	0.85	9.0
14	0.70	9.0
15	0.60	9.0
16	0.55	9.0
17	0.50	9.0
18	0.45	9.0
19	0.40	9.0
20	0.35	9.0

Table II.B.2. Proximate compositions of commercial feed ($N_{i\ feed}$) by pellet diameter and red drum (*Sciaenops ocellatus*) ($N_{i\ fish}$) used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model. Raw values were obtained by analysis and then recalculated for 100% of dry matter assuming that total dry weight (DW) was the sum of protein, lipid, sugar, starch, fibers and ash fractions.

	Feed by pellet diameter (mm)					Red drum	
Composition	2.2	3.2	4.5	6.0	9.0	Whole-body composition	Unit
Dry weight	94.00	95.14	89.18	90.7	86.51	28.50	(%)
Protein	51.01	49.74	52.51	51.24	51.50	55.68	(% DW)
Lipids	13.35	15.45	13.83	14.03	13.45	21.23	(% DW)
Sugars	1.69	2.25	2.16	2.72	2.68	0.08	(% DW)
Starch	14.64	14.16	12.79	13.37	13.69	0.00	(% DW)
Fibers	11.33	10.48	9.85	9.38	10.00	0.00	(% DW)
Ash	7.97	7.92	8.85	9.25	8.67	13.06	(% DW)
Phosphorus	1.57	1.26	1.34	1.24	1.30	2.45	(% DW)

Table II.B.3. Values of key parameters used in the Farm productIon and Nutrient emiSsions (FINS) model for three scenarios of red drum farming: Small, Medium and Large.

Parameter	Small	Medium	Large	Unit
Population size				
Seeding	10,400	34,500	69,400	Individuals per cohort
τ_{mort}	0.0527	0.0516	0.0527	%.day^{-1}
τ_{loss}	0.0986	0.0082	0.0082	%.day^{-1}
$\tau_{harvest}$ [a]				
6	5.00	-	-	%.day^{-1}
7	10.00	-	-	%.day^{-1}
8	25.00	-	-	%.day^{-1}
9	45.00	-	-	%.day^{-1}
10	60.00	-	20.00	%.day^{-1}
11	70.00	-	50.00	%.day^{-1}
12	95.40	-	98.15	%.day^{-1}
13-15	-	10.00	-	%.day^{-1}
16-18	-	15.00	-	%.day^{-1}
19	-	40.00	-	%.day^{-1}
20	-	98.18	-	%.day^{-1}
Farm management				
Culture cycle	12	20	12	months
Cage layout	6 rectangular (6 m L × 6 m W × 4 m H)	4 rectangular (7 m L × 7 m W × 8 m H) 6 rectangular (14 m L × 14 m W × 13 m H)	6 circular (12 m D × 6 m H) 24 circular (20 m D × 12 m H)	
Seeding schedule	1 cohort every 4 months	1 cohort every 2-3 months	2 cohorts every month	
Number of simultaneous cohorts	3	8	24	

[a] Harvest rate was set daily, but was null except on the last day of month in which harvest occurred

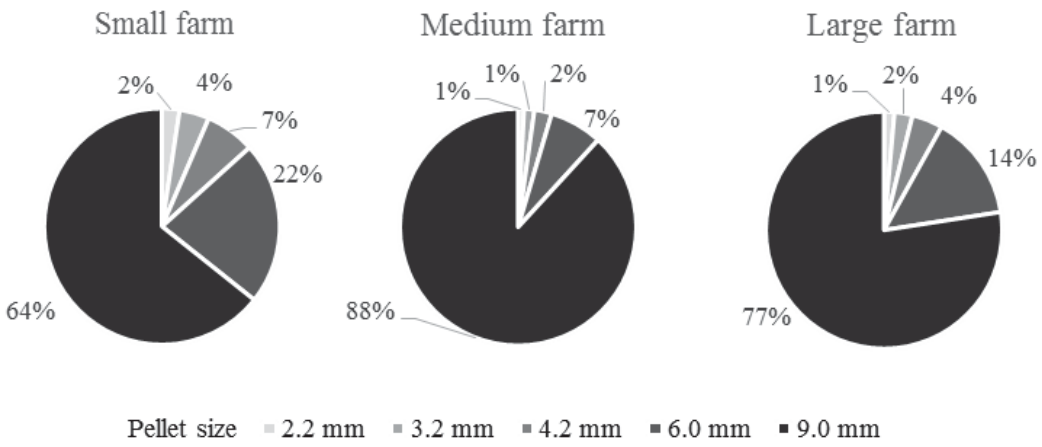


Figure II.B.1. Sizes of feed pellets simulated in three red drum farm scenarios (Small, Medium and Large), expressed as percentages of total annual feed inputs.

REFERENCES

Angel, D., Edelist, D., 2013. Sustainable development of marine aquaculture off-the-coast and offshore - a review of environmental and ecosystem issues and future needs in tropical zones., in: A. Lovatelli, J. Aguilar-Manjarrez & D. Soto, Eds. Expanding Mariculture Farther Offshore: Technical, Environmental, Spatial and Governance Challenges. FAO Technical Workshop, 22–25 March 2010, Orbetello, Italy. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings N. Rome, pp. 173–200.

Austreng, E., Storebakken, T., Thomassen, M.S., Refstie, S., Thomassen, Y., 2000. Evaluation of selected trivalent metal oxides as inert markers used to estimate apparent digestibility in salmonids. Aquaculture 188, 65–78. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00336-7

Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. Futures 38, 723–739. https://doi.org/10.1016/J.FUTURES.2005.12.002

Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Overbeek, C.C., Bureau, D.P., Pawlowski, M., Glibert, P.M., 2013. Hindcasts and future projections of global inland and coastal nitrogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture. Rev. Fish. Sci. 21, 112–156. https://doi.org/10.1080/10641262.2013.790340

Brigolin, D., 2007. Development of integrated numerical models for the sustainable management of marine aquaculture. Università Ca' Foscari Venezia.

Brigolin, D., Pastres, R., Tomassetti, P., Porrello, S., 2010. Modelling the biomass yield and the impact of seabream mariculture in the Adriatic and Tyrrhenian Seas (Italy). Aquac. Int. 18, 149–163. https://doi.org/10.1007/s10499-008-9232-4

Bureau, D.P., Gunther, S.J., Cho, C.Y., 2003. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. N. Am. J. Aquac. 65, 33–38. https://doi.org/10.1577/1548-8454(2003)065<0033:CCAPTE>2.0.CO;2

Byron, C.J., Costa-Pierce, B.A., 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture, in: Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), Site Selection and Carrying Capacity for Inland and Coastal Aquaculture. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, UK. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21, Rome, pp. 87–101.

Cahill, M.M., 1990. Bacterial flora of fishes: A review. Microb. Ecol. 19, 21–41. https://doi.org/10.1007/BF02015051

Chamberlain, G.W., Miget, R.J., Haby, M.G., 1990. Red drum aquaculture, in: C.R. Arnold, G.J.H. and P.T. (Ed.), Symposium on the Culture of Red Drum and Other Warm Water Fishes, June 22-24. Texas : Marine Science Institute, Uni. of Texas, Corpus Christi, Texas USA, p. 240.

Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1998. Development of bioenergetic models and the fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. Aquat. Living Resour. 11, 199–210. https://doi.org/10.1016/S0990-7440(98)89002-5

Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. Progress. Fish-Culturist 59, 155–160. https://doi.org/10.1577/1548-8640(1997)059<0155:ROWOFS>2.3.CO;2

Cho, C.Y., Kaushik, S.J., 1990. Nutritional energetics in fish: energy and protein utilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*), in: World Reviews in Nutrition and Dietetics. Karger Publishers, pp. 132–172. https://doi.org/10.1159/000417529

Chowdhury, M.A.K., Siddiqui, S., Hua, K., Bureau, D.P., 2013. Bioenergetics-based factorial model to determine feed requirement and waste output of Tilapia produced under commercial conditions. Aquaculture 410–411, 138–147. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2013.06.030

Conseil Départemental de Mayotte, 2016. Plan strategique du developpement durable de l'aquaculture a Mayotte (PSDDAM) 2014-2020. Mamoudzou, Mayotte.

Corner, R.A., Aguilar-Manjarrez, J., 2017. Tools and Models for Aquaculture Zoning, Site Selection and Area Management. In J. Aguilar-Manjarrez, D. Soto & R. Brummett. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture. Full document, pp. 95–145. Rep. Washington, DC.

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture 214, 211–239. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00368-X

Doerzbacher, J.F., Green, A.W., Matlock, G.C., Osburn, H.R., 1988. A temperature compensated von Bertalanffy growth model for tagged red drum and black drum in Texas bays. Fish. Res. 6, 135–152. https://doi.org/10.1016/0165-7836(88)90033-1

Dumas, A., France, J., Bureau, D., 2010. Modelling growth and body composition in fish nutrition: where have we been and where are we going? Aquac. Res. 41, 161–181. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02323.x

Ervik, A., Hansen ', P.K., Aure, J., Stigebrandt ', A., Johannessen, P., Jahnsen, T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). Aquaculture 158, 85–94.

Falguière, J.-C., 2011. L'ombrine ocellée, *Sciaenops ocellatus*: biologie, pêche, aquaculture et marché, Quae. ed. Savoir faire.

FAO, 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. FAO, Rome. https://doi.org/10.1126/science.aaw5824

Fernandes, Eleftheriou, Ackefors, Ervik, Sanchez-Mata, Scanlon, White, Cochrane, Pearson, Read, 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 17, 181–193. https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00315.x

Ferreira, J.G., Aguilar-Manjarrez, J., Bacher, C., Black, K., Dong, S.L., Grant, J., Hofmann, E.E., Kapetsky, J., Leung, P.S., Pastres, R., Strand, O., Zhu, C.B., 2012a. Progressing aquaculture through virtual technology and decision-support tools for novel management, in: Subasinghe, R.P., Arthur, J.R., Bartley, D.M., De Silva, S.., Halwart, M., Hishamunda, N., Mohan, C.V., Sorgeloos, P. (Eds.), Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand. 22-25 September 2010. FAO, Rome and NACA, Bangkok, pp. 643–704.

Ferreira, J.G., Saurel, C., Ferreira, J.M., 2012b. Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model. Aquaculture 358–359, 23–34. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.015

Gan, Y., Duan, Q., Gong, W., Tong, C., Sun, Y., Chu, W., Ye, A., Miao, C., Di, Z., 2014. A comprehensive evaluation of various sensitivity analysis methods: A case study with a hydrological model. Environ. Model. Softw. 51, 269–285. https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2013.09.031

Gentry, R.R., Lester, S.E., Kappel, C. V, White, C., Bell, T.W., Stevens, J., Gaines, S.D., 2017. Offshore aquaculture: Spatial planning principles for sustainable development. Ecol. Evol. 7, 733–743. https://doi.org/10.1002/ece3.2637

Harvey, B., Soto, D., Carolsfeld, J., Beveridge, M., Bartley, D., 2017. Planning for aquaculture diversification: the importance of climate change and other drivers, in: FAO Technical Workshop, 23–25 June 2016, FAO Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 47, Rome, p. 166.

Heijungs, R., Sleeswijk, A.W., 1999. Letters to the Editor: comment and reply comment the structure of impact assessment: mutually independent dimensions as a function of modifiers. Int. J. LCA 4, 2–3.

Hillestad, M., Åsgård, T., Berge, G.M., 1999. Determination of digestibility of commercial salmon feeds. Aquaculture 179, 81–94. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00154-4

Hills, A., Spurway, J., Brown, S., Cromey, C., 2005. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland - Annex H – Methods for modelling in-feed anti-parasitics and benthic effects. Issue No: 2.3. Stirling.

Jackson, D., Drumm, A., McEvoy, S., Jensen, Ø., Mendiola, D., Gabiña, G., Borg, J.A., Papageorgiou, N., Karakassis, Y., Black, K.D., 2015. A pan-European valuation of the extent, causes and cost of escape events from sea cage fish farming. Aquaculture 436, 21–26. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2014.10.040

Jeffs, A.G., 2013. A review on the technical constraints, opportunities and needs to ensure the development of the mariculture sector worldwide – tropical zone. In A. Lovatelli, J. Aguilar-Manjarrez & D. Soto, eds.

Expanding mariculture farther offshore: technical, environm, in: FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 24. Rome, FAO, pp. 101–133.

Jusup, M., Klanjšček, J., Petricioli, D., Legović, T., 2009. Predicting aquaculture-derived benthic organic enrichment: Model validation. Ecol. Modell. 220, 2407–2414. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.033

Katsanevakis, S., 2006. Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. Fish. Res. 81, 229–235. https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2006.07.002

Kooijman, S.A.L.M., 2010. Dynamic energy budget theory for metabolic organisation, third edition, Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation, Third Edition. Cambridge University Press, Cambridge. https://doi.org/10.1017/CBO9780511805400

Kooijman, S.A.L.M., 1986. Energy budgets can explain body size relations. J. Theor. Biol. 121, 269–282. https://doi.org/10.1016/S0022-5193(86)80107-2

Kupka Hansen, P., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., Stigebrandt, A., 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling–Ongrowing fish farms–Monitoring). Aquaculture 194, 75–92.

Lazard, J., Baruthio, A., Mathé, S., Rey-Valette, H., Chia, E., Clément, O., Aubin, J., Morissens, P., Mikolasek, O., Legendre, M., Levang, P., Blancheton, J.-P., René, F., 2010. Aquaculture system diversity and sustainable development: fish farms and their representation. Aquat. Living Resour. EDP Sci. 23, 187–198. https://doi.org/10.1051/alr/2010018

Lazo, J.P., Holt, J.G., Fauvel, C., Suquet, M., Quétémener, L., 2010. Drum-fish or Croakers (Family: Sciaenidae), in: Le François, N., Jobling, M., Carter, C., Blier, P. (Eds.), Finfish Aquaculture Diversification. CABI, pp. 398–417.

Leung, K.M.Y., Chu, J.C.W., Wu, R.S.S., 1999. Nitrogen budgets for the areolated grouper *Epinephelus areolatus* cultured under laboratory conditions and in open-sea cages. Mar. Ecol. Prog. Ser. 186, 271–281. https://doi.org/10.3354/meps186271

Mateus, M., Franz, G., 2015. Sensitivity Analysis in a Complex Marine Ecological Model. Water 7, 2060–2081. https://doi.org/10.3390/w7052060

Maynard, L.A., Loosli, J.K., 1969. Animal nutrition., Animal nutrition. McGraw-Hill, New York.

Mesplé, F., Troussellier, M., Casellas, C., Legendre, P., 1996. Evaluation of simple statistical criteria to qualify a simulation. Ecol. Modell. 88, 9–18. https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00033-X

Murphy, M.D., Taylor, R.G., 1990. Reproduction, growth, and mortality of red drum *Sciaenops ocellatus* in Florida waters. Fish. Bull. 88, 531–542.

Neill, H., 1990. Environmental requirements of red drum, in: Chamberlain, G., Miget, R., Haby, M. (Eds.), Red Drum Aquaculture. Texas A & M University Sea Grant, Galveston, pp. 105–108.

Neill, W.H., Scott Brandes, T., Burke, B.J., Craig, S.R., Dimichele, L. V, Duchon, K., Edwards, R.E., Fontaine, L.P., Gatlin Iii, D.M., Hutchins, C., Miller, J.M., Ponwith, B.J., Stahl, C.J., Tomasso, J.R., Vega, R.R., 2004. Ecophys.Fish: A Simulation Model of Fish Growth in Time-Varying Environmental Regimes. Rev. Fish. Sci. 12, 233–288. https://doi.org/10.1080/10641260490479818

Paquotte, P., 1998. Red-drum (*Sciaenops ocellata*) farming in Martinique: a new prospect for Caribbean marine aquaculture ?, in: IIFET Conference. Tromso, pp. 1–7.

Pauly, D., 1979. Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy´s growth formula., Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel. Kiel, Germany.

Pilati, A., Vanni, M.J., 2007. Ontogeny, diet shifts, and nutrient stoichiometry in fish. Oikos 116, 1663–1674. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15970.x

Porch, C., Wilson, C., Nieland, D., 2002. A new growth model for red drum (*Sciaenops ocellatus*) that accomodates seasonal and ontogenetic changes in growth rates. Fish. Bull. 100, 149–152.

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D.,

2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquac. Res. 40, 257–273. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x

Ross, J.L., Stevens, T.M., Vaughan, D.S., 1995. Age, Growth, Mortality, and Reproductive Biology of Red Drums in North Carolina Waters. Trans. Am. Fish. Soc. 124, 37–54. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1995)124<0037:AGMARB>2.3.CO;2

Sandifer, P.A., Hopkins, J.S., Stokes, A.D., Smiley, R.D., 1993. Experimental pond grow-out of red drum, *Sciaenops ocellatus*, in South Carolina. Aquaculture 118, 217–228. https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90458-B

Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M., Wainberg, A., 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures, in: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Hishamunda, N. (Eds.), Building an Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO/Universitat de Les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, Rome, pp. 15–35. https://doi.org/10.1017/S0020818300006160

Sousa, T., Domingos, T., Poggiale, J.-C., Kooijman, S.A.L.M., 2010. Dynamic energy budget theory restores coherence in biology. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 365, 3413–28. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0166

Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Hansen, P.K., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. Aquaculture 234, 239–261. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.029

Strain, P.M., Hargrave, B.T., 2005. Salmon aquaculture, nutrient fluxes and ecosystem processes in southwestern New Brunswick, in: Hargrave, B. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture, Handbook of Environmental Chemistry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, pp. 29–57. https://doi.org/10.1007/b136003

Sun, M., Hassan, S.G., Li, D., 2016. Models for estimating feed intake in aquaculture: A review. Comput. Electron. Agric. 127, 425–438. https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.06.024

Tantikitti, C., Sangpong, W., Chiavareesajja, S., 2005. Effects of defatted soybean protein levels on growth performance and nitrogen and phosphorus excretion in Asian seabass (*Lates calcarifer*). Aquaculture 248, 41–50. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2005.04.027

van der Meer, J., 2006. An introduction to Dynamic Energy Budget (DEB) models with special emphasis on parameter estimation. J. Sea Res. 56, 85–102. https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.03.001

von Bertalanffy, L., 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. Q. Rev. Biol. 32, 217–231. https://doi.org/10.1086/401873

Wang, X., Olsen, L., Reitan, K., Olsen, Y., 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquac. Environ. Interact. 2, 267–283. https://doi.org/10.3354/aei00044

Xu, Z., Lin, X., Lin, Q., Yang, Y., Wang, Y., 2007. Nitrogen, phosphorus, and energy waste outputs of four marine cage-cultured fish fed with trash fish. Aquaculture 263, 130–141. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2006.10.020

EN GUISE D'INTER-CHAPITRE

Le deuxième chapitre de cette thèse a permis d'identifier trois scénarios (ou types) de fermes représentatifs des possibles conditions d'élevage d'ombrine ocellée sur le territoire de Mayotte et d'estimer les flux de rejets particulaires de ces trois fermes en fonctionnement de routine. Bien que dénommés Petite, Moyenne et Grande ferme, ces systèmes d'élevages ne se distinguent pas seulement par un niveau de production, mais diffèrent aussi en termes d'infrastructures d'élevage, d'objectifs de production (taille des individus pêchés), de pratiques (ex. durée cycle de culture) et de performances de production. Les infrastructures associées à chaque système d'élevage et de manière plus générale le modèle économique, conditionnent les possibles localisations de ces fermes dans le lagon. Les pratiques de gestion, et notamment la durée du cycle de culture, ont une influence sur le niveau de rejets des fermes, même si dans l'absolu, la taille de la ferme est le principal facteur déterminant la quantité de rejets émise.

Comme décrit dans le premier chapitre, les potentiels impacts sur le benthos de ces fermes dépendent du devenir des rejets, de leur dispersion, dégradation et transfert dans les réseaux trophiques en lien avec la capacité d'assimilation des sites. Il est donc nécessaire de pouvoir décrire ces processus afin d'évaluer les risques d'impact liés à l'implantation de ces trois types de ferme dans le lagon de Mayotte.

Dans le troisième chapitre, nous nous sommes focalisés uniquement sur les processus de dispersion des rejets particulaires. Nous avons fait le choix d'utiliser le modèle NewDEPOMOD, dernière version du modèle de dispersion DEPOMOD, pour prévoir les empreintes de dépôt des trois scénarios de fermes d'ombrine. Comme énoncé dans le premier chapitre, les équations de DEPOMOD permettant de décrire la dispersion des rejets dans la colonne d'eau et leur dépôt sur les fonds marins en fonction des conditions hydrodynamiques (courants et bathymétrie), ont montré une bonne transposabilité dans différents environnements physiques. L'application du modèle à de nouvelles espèces nécessite l'acquisition de données concernant les caractéristiques biophysiques des rejets particulaires, notamment leur vitesse de sédimentation. Bien qu'un grand nombre de modèles de dispersion aient été développés à ce jour et qu'un nombre croissant d'espèces aient été paramétrées dans ces modèles, aucune application n'a encore été proposée pour l'ombrine ocellée. Des mesures des vitesses de sédimentation des fèces et des aliments sont donc nécessaires au paramétrage de l'outil à cette espèce. Une étude expérimentale pour obtenir ces informations est présentée dans le troisième chapitre.

Evaluer la capacité de dispersion de rejets aquacoles particulaires de différents environnements d'élevage à l'échelle d'une zone géographique représente un intérêt pour identifier les conditions hydrodynamiques permettant d'obtenir de plus fortes capacités d'assimilation et donc pour faciliter le

zonage aquacole. Ce type d'analyse a rarement été proposé et nécessite d'une part de caractériser l'hydrodynamique de l'ensemble de la zone étudiée et d'autre part de définir des indicateurs d'évaluation du risque d'impact sur le benthos dans ces différentes conditions. Dans le troisième chapitre, une méthode de caractérisation du risque d'impact sur le benthos est proposée à l'échelle d'un secteur du lagon de Mayotte. L'intégration à l'analyse des trois systèmes d'élevage permet de vérifier si la taille de la ferme est également le facteur prédominant vis-à-vis du niveau de dépôt et de l'étendue des surfaces benthiques affectées par les élevages.

CHAPITRE III : SCENARIOS DE DEPOTS DE REJETS PARTICULAIRE D'ORIGINE PISCICOLE A L'ECHELLE SUBLAGONAIRE : UNE APPROCHE DE MODELISATION POUR LE ZONAGE ET LA SELECTION DE SITES

Ce chapitre est en préparation pour une soumission dans la revue *Aquaculture Environment Interactions.*

RESUME DE LA PUBLICATION EN FRANÇAIS

La planification spatiale de l'aquaculture, comprenant les étapes successives de zonage et de sélection de sites, est nécessaire pour déterminer les emplacements en mer qui permettront de minimiser les impacts environnementaux des élevages et de respecter la capacité de support des écosystèmes. Les modèles de dispersion des rejets particulaires, qui simulent le transport et le dépôt des rejets solides d'origine aquacole sur le fond marin, en fonction de l'hydrodynamique des sites, ont été largement utilisés pour estimer les impacts sur le benthos à l'échelle d'un site et pour faciliter la sélection de sites pour de nouvelles fermes.

Cette étude a pour objectif d'analyser le risque d'impact sur le benthos dans une large gamme de situations afin de faciliter le zonage aquacole. Pour ce faire, nous avons simulé la dispersion des rejets particulaires dans 54 scénarios d'aquaculture combinant trois modalités de systèmes d'élevage (Petite, Moyenne et Grande ferme) d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) et 36 sites localisés dans le lagon Nord-Est de Mayotte avec des conditions hydrodynamiques contrastées. Les variables de forçage du modèle de dispersion concernant le paramétrage des fermes (organisation spatiale des cages et flux particulaires), de l'espèce (vitesses de sédimentation des fèces et des aliments) et des sites (profondeur et courants de marée) sont obtenus respectivement via une étude de la littérature, des mesures expérimentales et des simulations numériques hydrodynamiques.

Les régressions statistiques établies entre les caractéristiques hydrodynamiques des sites et les dépôts simulés ont montré qu'une augmentation de la profondeur influence peu la dispersion des rejets, alors qu'une augmentation de l'intensité des courants engendre une diminution de l'accumulation de matière solide sur le fond ainsi qu'un élargissement de l'empreinte de dépôt. Des intensités de courant critiques permettant de réduire les taux de dépôt en dessous de différents seuils de dépôts sont identifiés, par exemple, des taux de dépôt supérieurs à 12 kg m^{-2} an^{-1} peuvent être évités sur les Moyennes et Grandes fermes avec des courants dont l'intensité moyenne dépasse 7,9 et 4,3 cm s^{-1} respectivement Les simulations réalisées pour le type de ferme Moyenne amènent aux taux de dépôts les plus importants (44 kg m^{-2} an^{-1}) en raison du faible espacement des cages sur ce système, en comparaison de la Grande ferme.

Scenarios of fish waste deposition at the sub-lagoon scale: a modeling approach for aquaculture zoning and site selection

Killian Chary[a], Myriam D. Callier[a], Denis Covès[a], Joël Aubin[b], Julien Simon[c], Annie Fiandrino[d]

[a]MARBEC, Ifremer, IRD, Univ Montpellier, CNRS, Palavas-les-Flots, France.
[b]UMR 1069 INRA AGROCAMPUS-OUEST SAS, Rennes, France.
[c]Ifremer, Laboratoire de Technologie et de Biologie Halieutiques, RBE/STH/LTBH, Lorient, France.
[d]MARBEC, Ifremer, IRD, Univ Montpellier, CNRS, Sète, France.

ABSTRACT

Spatial planning, including zoning and site-selection steps, is necessary to determine locations for future aquaculture development in marine environments that minimize environmental impacts and respect ecosystem carrying capacities. Particle-dispersion models, which simulate transport and deposition of aquaculture solid wastes on the seabed as a function of site hydrodynamics, have been used widely to estimate benthic impacts in site-specific studies and to facilitate selection of sites for new farms.

This study aimed to analyze the risk of benthic impacts in a broad range of situations and facilitate zoning. To this end, we simulated waste dispersion in 54 aquaculture scenarios combining three red drum (*Sciaenops ocellatus*) farm types (Small, Medium and Large) and 36 sites with contrasting hydrodynamics in Mayotte's North-East Lagoon. Key forcing variables of the particle-dispersion model for farms (layout and solid waste fluxes), species (feed- and feces-settling velocities) and sites (depth and barotropic currents) were obtained from the literature, experimental video measurements and hydrodynamic model simulations, respectively.

Statistical regression between hydrodynamic characteristics and predicted deposition of the sites showed that increasing depth had little influence on waste dispersion, while increasing current intensity decreased solid accumulation and broadened the deposition footprint. Critical limits of current intensity that reduced deposition rate below a variety of deposition thresholds were identified, for example deposition rates higher than 12 kg m^{-2} yr^{-1} can be prevented in Medium and Large farms if mean current intensity exceeds 7.9 and 4.3 cm s^{-1} respectively. Medium farms had the highest deposition rates (44.0 kg m^{-2} yr^{-1}) because their cages were spaced more closely than those of Large farms.

1 INTRODUCTION

Aquaculture continues to grow faster than other major food production sectors, and its global production of food products (excluding aquatic plants) peaked at 80 million t in 2016, of which mariculture (i.e., aquaculture in marine environments) produced 36% (FAO, 2018). Mariculture has the highest potential for growth given the large amount of marine area available, which far exceeds the area required to meet foreseeable seafood demand (Gentry et al., 2017a). In terms of volume, mariculture produces mainly high-value finfish but also seaweeds, bivalve mollusks and crustaceans (Bostock et al., 2010; FAO, 2018). Historically, mariculture has developed in coastal waters (i.e. intertidal areas, estuaries and sheltered bays) to benefit from calm water and easy access to cages (Gentry et al., 2017b). However, with the concomitant increase in the scale and efficiency of rearing technologies and in competition for space with other activities (e.g. fisheries, energy production, conservation, tourism, military activities, transport) in coastal areas, the sector is expected to expand to more remote locations and "conquer the ocean" with offshore production (Marra, 2005). Since the sector will continue to grow and expand to new areas, planning and organizing future aquaculture development is necessary to reduce conflicts with other activities and to apply a sustainable development and ecosystem approach to aquaculture (EAA) (Sanchez-Jerez et al., 2016; Soto et al., 2008).

Spatial planning of aquaculture should be a public process to achieve ecological, economic and social objectives that have been specified through a governance process (Ehler and Douvere, 2009; FAO, 2013). Essentially, applying spatial planning to aquaculture consists of two key steps: (i) identifying suitable areas for aquaculture development (i.e. zoning) and (ii) determining the location of specific sites (i.e. site selection).

Aquaculture zoning combines criteria and requirements for determining farm locations to define broad areas suitable for the activity. The challenge is to define areas where farm units can be physically located, stocks can be reared in conditions that allow for secure and high production, environmental risks such as local eutrophication are low and aquaculture can co-exist with other human activities. Zoning thus needs to consider a variety of criteria, including biophysical requirements for farmed species and systems (e.g. water quality, temperature, suitable depth and currents, access for landings), environmental (e.g. proximity to sensitive habitats, distance from pollution sources and other farms), social (e.g. visual impact, adjacent human activities) and economic (e.g. access to roads, services and local markets) (see Aguilar-Manjarrez et al. 2017 for a more extensive list). Zoning can provide general recommendations about species that can be cultured efficiently in a particular area and broad indications of the production systems that are best suited. Many tools have been developed to help aquaculture stakeholders perform zoning; most include remote sensing (Dean et al., 2013), geographic information systems (GIS) (Aguilar-Manjarrez et al., 2010; Meaden and Aguilar Manjarrez, 2013), risk analysis and

mapping (Bondad-Reantaso and Arthur, 2008). These tools are essential to weight and aggregate the criteria and to identify the most important threats to the cultured species, the production system and the sustainability of the activity, but they are not intended to estimate potential environmental impacts of aquaculture quantitatively.

Site selection aims to identify the most appropriate locations for new farms within zones depending on farm characteristics (e.g. species, infrastructure, scale, practices) (Ross et al., 2013b). Site selection frequently has more demanding requirements than zoning. A detailed environmental impact assessment is generally performed to ensure that the planned farm would not exceed a site's ecological carrying capacity (i.e. degrade ecosystem functions and services beyond their limits of resilience) (Aguilar-Manjarrez et al., 2017).

Ecological carrying capacity in aquaculture is generally defined as the level of aquaculture production that can be produced without changing the environment significantly (McKindsey et al., 2006; Ross et al., 2013b). Developing and managing aquaculture in the context of ecosystem functions and carrying capacities is a key principle of EAA (Soto et al., 2008). For finfish mariculture, ecological carrying capacity is assessed primarily as the capacity of a site or ecosystem to support solid-waste accumulation on the seabed and by comparing potential impacts to environmental quality standards (EQS) defined for the area by public authorities (Stigebrandt, 2011). Specific EQS can be fixed within an acceptable zone of effect (AZE) for aquaculture, and impacts should not irreversibly compromise the basic ecosystem services provided (GFCM, 2012). Deposition of large amounts of organic matter composed of fish feces and uneaten feed may cause eutrophication of water bodies, promote plankton blooms and decrease oxygen concentrations, which may have dramatic consequences for aquaculture farms, such as reduced growth performances, diseases and even loss of fish stocks, as well as the surrounding natural ecosystem (Fernandes et al., 2001; Wu, 1995). Benthic impacts depend upon the characteristics and quantity of waste released from a farm, its dispersion (influenced by site hydrodynamics (currents and depth)) and ultimately site ecology, all of which determine waste accumulation on the seabed and the response of the benthic ecosystem. Due to the multifactorial nature of ecological carrying capacity, simulation models are often developed to represent the multiplicative and cumulative nature of the physical and ecological processes involved (Byron and Costa-Pierce, 2013).

Particle-dispersion models, such as those developed by Cromey et al. (2002), Stigebrandt et al. (2004), Corner et al. (2006) or Jusup et al. (2009), have been used widely in both research and decision making to estimate ecological carrying capacities of finfish farms. These simulation models estimate dispersion of particulate waste from a farm based on data about the farm (e.g. cage layout, waste

production); the species (e.g. particle-settling velocity); site hydrodynamics; deposition and accumulation of waste on the seabed and sometimes the resulting sediment biogeochemical response.

Several countries, such as Canada and Scotland, have used the particle-dispersion model DEPOMOD (Cromey et al., 2002) for regulatory purposes to set production limits when licensing fish farms and/or to determine AZEs (Hills et al., 2005). In contrast, in other countries such as France, legislation for fish farm licensing still does not address potential impacts of aquaculture in a meaningful way, since the need to perform an environmental impact assessment is based mainly on the amount of farm production expected, and there is a general lack of clarity about the formal requirements of the application process. In these countries, where environmental aspects and their social acceptability strongly influence regulation of aquaculture (Ross et al., 2013a), developing models and applying them to currently cultured species and environments will help facilitate and harmonize decision-making and may promote the development of the sector.

DEPOMOD, well known for its extensive use and good accuracy for a variety of environments, has been continually improved to meet increasingly specific requirements. Initially developed to assess impacts of salmon culture in Scotland, it has been then adapted into different versions (CODMOD, MERAMOD, MACAROMOD, TROPODMOD) for Atlantic cod (*Gadus morhua*) farming in the Atlantic Ocean (Cromey et al., 2009); seabream (*Sparus aurata*) and seabass (*Dicentrarchus labrax*) farming in the Mediterranean Sea (Cromey et al., 2012); milkfish (*Chanos chanos*) farming in the Philippines (Aquapark, 2006; White and Lopez, 2017); meagre (*Argyrosomus regius*) farming in Macaronesia (archipelagos in the North-East Atlantic) (Riera et al., 2017) and even shellfish farming in the North Atlantic (Weise et al., 2009). Recently, a new version of the model (NewDEPOMOD) was released and subsequently validated (Black et al., 2016).

Beyond primary applications, particle-dispersion models have been used to identify and refine relations between deposition and ecological response in a variety of environments (Keeley et al., 2013a; Riera et al., 2017), compare farming scenarios and practices (e.g. feed level, stocking density) (Brigolin et al., 2009; Lee et al., 2016) and predict effects of aquaculture expansion/reorganization (White and Lopez, 2017). In most cases, individual farms were simulated at the site level, which is useful for site selection but less so for zoning. Indeed, a broader view and exploratory analysis, with full consideration of possible forms of aquaculture and the variety of available hosting environments, is required to properly define *a priori* the zones that minimize risks of benthic impacts. Providing rapid screening of potential impacts associated with combinations of different farm types (e.g. practices, technologies, scales) and sites may help guide regulators and producers in areas where aquaculture is new or expected to develop.

The aim of the present study was to develop a method to estimate the risk of benthic impacts from fish farming in a broad range of aquaculture scenarios to facilitate zoning, based on red drum (*Sciaenops ocellatus*) farming in the lagoon of the French overseas department of Mayotte. To this end, three objectives were set: (i) define site and farm characteristics for multiple aquaculture scenarios, (ii) simulate waste dispersion for each scenario and compare scenario predictions and (iii) determine which factors influence the risk of benthic impacts the most in order to formalize recommendations to minimize them.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Analysis framework

We developed an analysis framework to aid zoning and site selection for aquaculture based on predicting environmental impacts of fish farming in a broad range of explorative scenarios (i.e. situations or developments that are considered possible) (Börjeson et al., 2006). Its five steps (Figure III.1) involved the use of several models (Figure III.2):

1. The main farm types in Mayotte were defined based on surveys, and fluxes of solid waste (feces and uneaten feed) from each farm type were estimated using the FINS model. This step was performed in a previous study (Chary et al., 2019).
2. Zones where aquaculture could be developed within the study area were determined as a function of physical (depth) and logistical (distance from the coast) constraints of the farming systems.
3. Contrasting site profiles, including different hydrodynamic regimes (barotropic currents and depth) were selected within aquaculture zones using a clustering method. Simulations of hourly barotropic currents were obtained for each selected site from the three-dimensional hydrodynamic Regional Ocean Modeling System (ROMS) (Chevalier et al., 2017).
4. Dispersion of fish farming waste was simulated for all relevant farm and site combinations using NewDEPOMOD (Black et al., 2016).
5. The factors that most influenced predicted extents of deposition on the seabed (i.e. deposition footprints) were examined, and the results interpreted in light of thresholds of deposition rates (based on the literature) to develop recommendations for zoning and site selection.

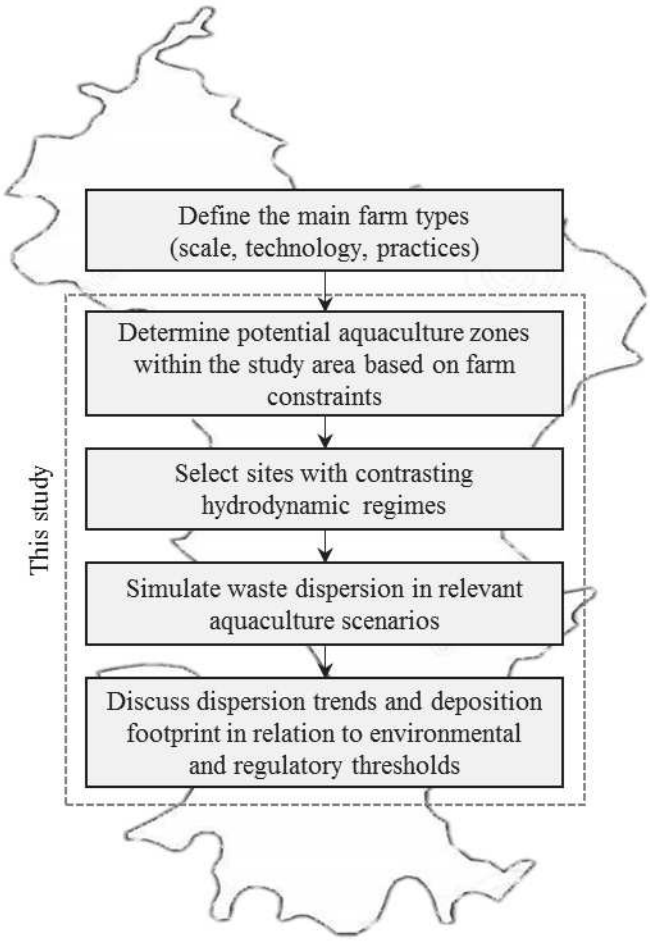


Figure III.1. Framework developed to estimate benthic impact of fish farming at the zonal level in North-East Mayotte Lagoon.

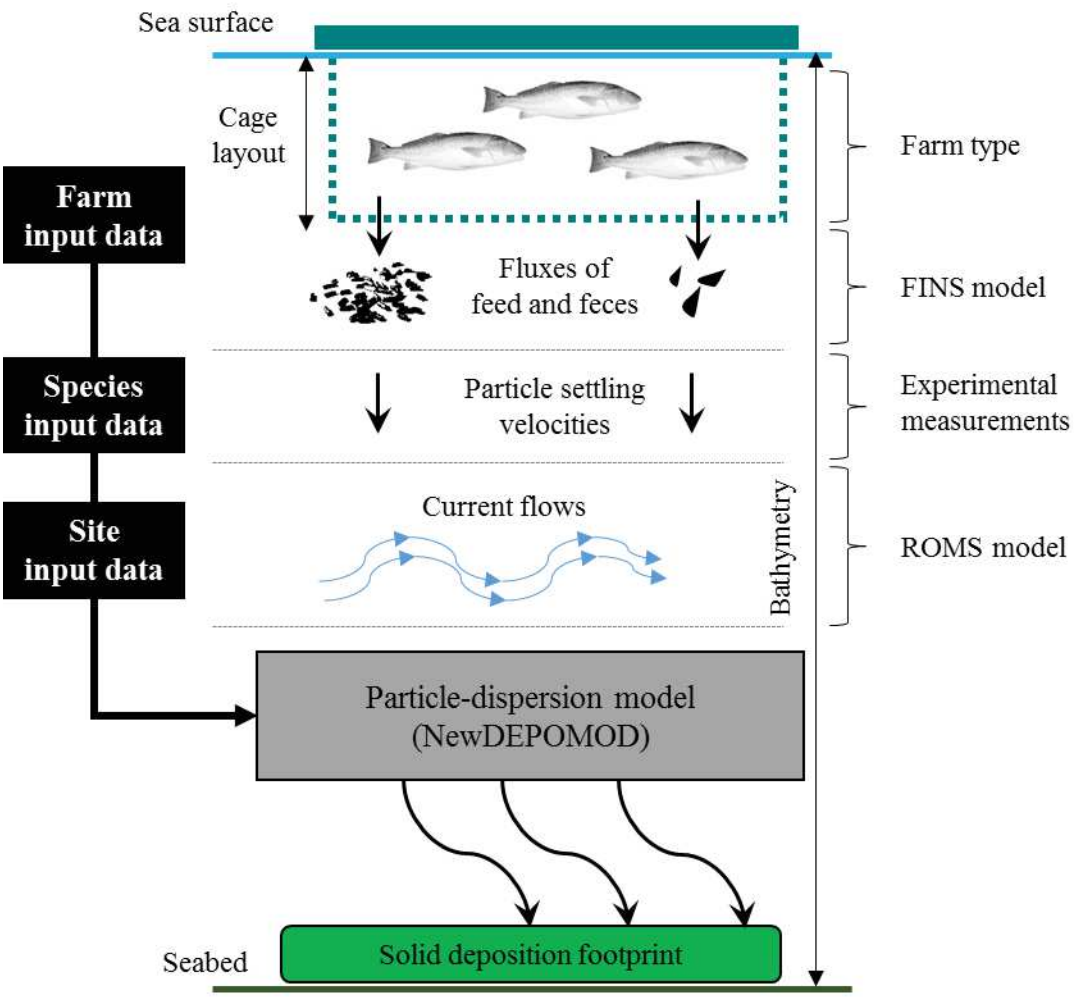


Figure III.2. Description of the models used and their input data. Dispersion of fish farming waste was predicted with the NewDEPOMOD model using feed and feces fluxes predicted by the FINS model (Chary et al., 2019), particle-settling velocity data and current flows in North-East Mayotte Lagoon simulated with Regional Ocean Modelling Systems (ROMS) (Chevalier et al. 2017).

2.2 Application to the Mayotte case study

Mayotte is part of the Comoro Islands, located in the northern end of the Mozambique Channel, 300 km northwest of Madagascar and 450 km east of Mozambique. Mayotte (374 km²) is composed of two main islands – Petite-Terre and Grande-Terre – enclosed in a 1500 km² lagoon created by a double-reef system. The second and external reef is discontinuous and forms three main complexes: the North-East reef, the reefs south of Petite-Terre and the South reef.

We studied the northeastern part of the lagoon (North-East (NE) Lagoon, 25 km long, 2-10 km wide) because it already contained aquaculture. The first and largest fish farm in Mayotte was established in the NE Lagoon in 1999 in Miangani Bay, near the industrial zone of Longoni. The potential for establishing another large-scale farm in the NE Lagoon was investigated because of its general suitability and favorable characteristics for aquaculture activity. The NE Lagoon has two inner passages connecting adjacent lagoons (Chevalier et al., 2017). Hydrodynamics within the NE Lagoon are driven mainly by the tide, with typical mesotidal variations ranging from 0.8-2.7 m and up to 4 m during extreme tides (Chevalier et al., 2017; Dinhut et al., 2008). The lagoon has a relatively weak swell due to Mayotte's sheltered location in the Mozambique Channel and to the presence of the double-reef system (De La Torre et al., 2008). The dominating SE–SSW winds (50% of all winds) are relatively weak, reaching 4.3 m s^{-1}, but tropical storms or cyclones can bring high winds from January-April (Jeanson et al., 2013). The lagoon's water temperature is relatively stable and high (26-29°C), which can increase the growth potential of aquaculture species.

The fish farming sector in Mayotte produces mainly red drum (*Sciaenops ocellatus*), and a variety of systems and technologies have been identified to develop the species. The range of possible farming conditions in Mayotte was described by three main farm types according to farm scale, production objectives, and technical and socio-economic criteria (Chary et al., 2019) (see section 2.4.2 for details). Hence, questions about the appropriate scale and location of fish farms persist in Mayotte.

2.3 Aquaculture scenarios

Explorative aquaculture scenarios were built to examine the risk of benthic impacts in the study area. First, preliminary zoning based on farm siting constraints (site depth and distance from coast) identified zones where at least one of the three farming systems could be established. An equal number of sites with contrasting hydrodynamics was then selected in each of these zones. Finally, relevant aquaculture scenarios were built based on the possible combinations between farming systems and the sites selected.

2.3.1 Definition of aquaculture zones

Broad zones suitable for farms were defined based on physical and logistical constraints of the farm types and their technologies. Site depth and distance from the coast are the two factors used most often to describe sites (Froehlich et al., 2017) because they determine a zone's suitability for a given farm. Water quality for cultured animals increases as depth increases. Moreover, sufficient depth is necessary to keep nets a minimum distance from the seabed to eliminate abrasion, which may damage the nets and cause fish escapes and high maintenance costs. Hence, it is generally recommended that the water be ca. twice as deep as the total net depth (Belle and Nash, 2008; Cardia et al., 2017; Karakassis, 2013). Distance from the coast defines the cost-effective area for development of mariculture and the degree of accessibility under varying environmental conditions (Kapetsky et al., 2013). Moving mariculture farther from coasts increases technological and economic challenges (Jeffs, 2013). Advances in technology in modern and often larger-scale systems have made it possible to produce fish in coastal waters and the open ocean. Aquaculture sites are usually divided into coastal (< 500 m from the coast), off-coast (500-3000 m) and offshore (> 3000 m) (e.g. Holmer 2010, Lovatelli et al. 2013) zones.

We applied these two biophysical and economic criteria to identify areas in the study area whose characteristics would rule out aquaculture *a priori* and zones suitable for aquaculture based on the characteristics of the farms examined here (see section 2.4.2). This basic zoning adopted the following three zones:

- Coastal - areas less than 500 m from the coastline with water at least 8 m deep.
- Off-coast - areas 500-3000 m from the coastline with water at least 26 m deep.
- Deep lagoon - areas greater than 3000 m from the coastline with water at least 26 m deep.

2.3.2 Selection of sites with contrasting hydrodynamic regimes

Hydrodynamic conditions of the NE Lagoon were available as predictions of the ROMS model by Chevalier et al. (2017). These authors applied ROMS to the NE Lagoon to study hydrodynamic regimes caused by the tide. They used bathymetry from Litto3D Mayotte (SHOM, 2019) in ROMS to generate a horizontal 275 km² regular grid with a 250 m cell resolution (9844 cells) and a vertical discretization into 10 vertical levels with surface refinement based on topography-following coordinate (σ coordinate). Since this cell size (62,500 m²) was similar to the size of the leased area of the largest farm we examined, we assumed that 1 entire grid cell could be considered as a potential site for aquaculture. This area is also the lowest spatial resolution that had data for current intensity. Hourly horizontal current fields at 10 depths over 15 days simulated by ROMS were obtained for each site and used (i) to characterize spatial variability in hydrodynamics at the sub-lagoon scale and select contrasting sites and (ii) as horizontal current forcing for particle-dispersion simulations. These current data considered only

the main forcing variable, i.e. the tide, thus excluding spatial and temporal variations due to wind, swell and intra-lagoon waves.

A four-step procedure was followed to select sites with contrasting hydrodynamic regimes:

1. Current fields from sites in coastal, off-coast and deep lagoon zones were collated in three distinct datasets containing 213 (2.2% of the cells in the grid), 735 (7.5%) and 378 (3.8%) sites, respectively.
2. Hydrodynamic regimes at low tide (LT) and high tide (HT) were described by aggregated criteria corresponding to duration (D_{LT}, D_{HT}), preferential direction (θ_{LT}, θ_{HT}) and barotropic current intensity averaged over D_{LT} and D_{HT} (I_{LT}, I_{HT}). The percentage of time the current was established in these two preferential directions over the 15-day spring-to-neap tidal cycle (% EC) was also calculated.
3. Principal component analysis (PCA) and hierarchical cluster analysis (HCA) were performed for each zone's dataset to distinguish different hydrodynamic regimes. Analysis was performed with the R package FactoMineR (Le et al., 2008) using five descriptive variables: % EC, I_{LT}, $I_{HT,}$ D_{HT} and depth (H). The PCA and HCA yielded three site clusters in each zone (total: 9 clusters) with the same general characteristics (Table III.B.1). In the first cluster, current was established less frequently (% EC = 75-87%) than in the other two clusters (% EC > 94%). In the second cluster, most tidal currents had low intensity (I_{LT} and I_{HT} ranged from 3.4-5.2 cm s^{-1}), while in the third cluster, tidal currents had higher intensity (5.3-14.9 cm s^{-1}).
4. Since depth was not a distinguishing criterion, four subtypes of hydrodynamic regime with contrasting particle-dispersion potentials were defined in each cluster based on current intensity and depth: low intensity/low depth, low intensity/high depth, high intensity/low depth and high intensity/high depth.

From this procedure, 36 sites (3 zones × 3 clusters × 4 contrasting regimes) were selected to represent the variability in hydrodynamics of the NE Lagoon. To visualize this variability, we represented a tidal cycle averaged over the 15-day period from spring tide to neap tide of hourly barotropic current intensity using rose distributions of current for several of the sites.

2.3.3 Relevant combinations of farm types and sites

To build aquaculture scenarios, relevant combinations of three farm types (Small, Medium or Large) and the 36 potential sites to simulate were selected based on depth and distance from the coast (see section 2.4.2).

2.4 NewDEPOMOD dispersion model and key forcing variables

The particle-dispersion model NewDEPOMOD was used to simulate waste dispersion and its deposition footprint for each aquaculture scenario.

2.4.1 Model structure and general settings

The general structure of NewDEPOMOD (version 20181109-125931-1541605374) is the same as that initially developed for DEPOMOD (Cromey et al., 2002). The model is composed of four modules: (i) grid generation, (ii) particle tracking, (iii) re-suspension and (iv) benthic fauna response (benthic impacts). A novelty of NewDEPOMOD is the ability to set the shape of the statistical distribution that the model uses to randomly draw particle-settling velocities, instead of using a mean value, as in the original DEPOMOD.

Table III.1. NewDEPOMOD model settings applied for red drum (*Sciaenops ocellatus*) farming in Mayotte's North-East Lagoon.

Module or submodel	Input data	Value
Grid generation	Domain grid dimensions	2000 m × 2000 m
	Grid-cell resolution	10 m × 10 m
	Bathymetry	Flat and homogeneous
Particle tracking	Feed-pellet- and feces-settling velocities	Values and distribution from this study
	Current intensity layers	Near-surface, mid-depth, near-bottom
	Current intensity time step	3600 s (1)
Turbulence	Random-walk model	Yes
	Horizontal dispersion coefficients k_x, k_y and k_z	0.1, 0.1 and 0.001 $m^2 s^{-1}$ (2)
Particle trajectory	Number of particles (of each particle type, per cage, per time step)	10 (3)
	Trajectory evaluation accuracy (model time step)	60 s (1)
Resuspension	Resuspension threshold	2 (3) (= no resuspension)

Sources: [1]Default values from Cromey et al. (2002); [2]Default values of Gillibrand & Turrell (1997); [3]User-defined in this study

In NewDEPOMOD's general settings, the center coordinates of each cage layout were set in the center of each 4 km² domain (i.e. the area simulated around each farm) to optimize grid size and decrease particle export out of the domains (Table III.1). The grid-cell resolution defined (10 m × 10 m) was a compromise between providing sufficient spatial detail for the smallest cages (6 m × 6 m) and reducing computing time. We made the simplifying assumption of a homogenous flat seabed throughout the domain to ease comparison of deposition footprints predicted under different currents and depths. Simulated particles were released from random starting locations within each cage. Hourly input data for current intensity were provided for three depth layers, as recommended by Hills et al. (2005): near-surface (3 m below the surface), near-bottom (3 m above the seabed) and mid-depth (midway between the surface and seabed).

The performance of DEPOMOD resuspension module were largely debated in the literature. In some cases, using this module led to underpredicting areas of elevated impact (Chang et al., 2014),reduced accuracy of model predictions (Keeley et al., 2013a), and even "unrealistic" predictions (Chamberlain and Stucchi, 2007). Other authors, like Cromey et al. (2009), found lower model performance when resuspension module was deactivated. The bed process and resuspension module in NewDEPOMOD represents a significant development from AutoDEPOMOD, providing more refined handling of this aspect of the depositional process (Black et al., 2016). However, no studies using NewDEPOMOD has been published yet, the performance of the new resuspension module are thus still quite unkwown. A preliminary sensitivity analysis performed in this study, however, showed non-significant differences in the deposition criteria (results not shown). Therefore, the resuspension module was deactivated in this study.

2.4.2 Description of farm systems and inputs

The three farming systems described by Chary et al. (2019) represented the commercial culture conditions of the study area. Farming systems were categorized from a survey of existing and planned farms. The farms were distinguished by specific production systems (farm scale and associated technological level), production objectives and rearing practices. The Small farm's system had simple aquaculture technology (floating plastic cages). Because the Small farm required sheltered areas and easily accessible sea-cage facilities (to facilitate farming operations and security), it was restricted to nearshore coastal areas (< 500 m). The Medium farm's system was an upscaled version of that for the Small farm, with similar design and technology but more cages. The use of safer and larger boats, however, and of surveillance cameras allowed the Medium farm to sit further from the coast (< 3000 m). The Large farm's system had more advanced technology and large service vessels to store feed and house employees. Thus, its cages were assumed to be permanently accessible for farming operations and security. Since distance from the coast was no longer a constraint for the Large farm, only depth influenced its location. Assuming that a site must have a depth at least twice that of the total net depth to host a farm, minimum depth was set at 8 m for the Small farm and 26 m for the Medium and Large farms (Table III.2). Full description of the three farm types can be found in Chary et al. (2019).

Time series data of waste fluxes for each farm type were taken from Chary et al. (2019), who developed a farm-scale model to simulate farm production, feed requirements and waste discharge for finfish sea-cage systems (FINS model). The model combined farm production (individual-based growth model) and waste emission (nutrient mass-balance model) modules. In FINS, feed inputs were calculated daily as a percentage of the cage's fish biomass, including a loss fraction that represented feed waste. Feed waste was set at 5% of feed input. Daily solid waste fluxes (uneaten feed and feces) from Small, Medium and Large farms under routine farming conditions were predicted by FINS for a

one-year period. These daily solid fluxes were transformed into hourly emission time series consistent with NewDEPOMOD input requirements by assuming continuous particle release.

Table III.2. Description of the Small, Medium and Large red drum farm types.

Characteristic	Small	Medium	Large
Annual production (t)	23	299	2079
Cage layout	6 rectangular (6 m L × 6 m W × 4 m H)	4 rectangular (7 m L × 7 m W × 8 m H) 6 rectangular (14 m L × 14 m W × 13 m H)	6 circular (12 m D × 6 m H) 24 circular (20 m D × 12 m H)
Total area covered by cages (m^2)	216	1372	8218
Total sea surface area leased (m^2)	274	1708	64,400
Maximum stocking density (kg m^{-3})	20	20	20
Annual feed input (t)	35	529	3230
Mean daily feed ration (% of fish biomass)	1.68	0.82	1.38
Feed waste (% of daily feed input)	5	5	5
Minimum site depth for siting (m)	8	26	26
Maximum distance from the coast (m)	500	3000	-

2.4.3 Feces- and feed-settling experiment

Feces- and feed-settling velocities are important species-specific parameters for modeling dispersion of aquaculture waste (Bannister et al., 2016; Broch et al., 2017; Reid et al., 2009). Since predictions of DEPOMOD are sensitive to these velocities (Magill et al., 2006), settling rates of red drum feces and feed pellets were measured to predict waste dispersion accurately. Settling data were analyzed statistically to determine theoretical distributions of feed- and feces-settling velocities. We measured feces-settling velocity rates of four commercial size categories (mean weight, small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g) of cultured red drum and a range of red drum commercial feed (Nutrima® diet, i.e. NUTRImarine 1.2, 2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm pellets) commonly used on farms in Mayotte in an experiment (Figure III.3 and see Appendix III.A for details), improved from those in previous studies (Cromey et al., 2009; Magill et al., 2006; Perez et al., 2014), and video analysis.

NewDEPOMOD does not allow the settling velocity of simulated particles to change during the culture cycle, even though they do change due to changes in biophysical properties of feces during fish ontogenesis or in the type of feed used. Defining detailed data for different stages of the growing cycle can help specify inputs at the cage scale or model detailed scenarios. When modeling the entire growing cycle is the goal, as in the present study, mean values can be used because all fish size categories are

usually grown simultaneously on a farm. Consequently, feces-settling velocities for the four fish categories were pooled, and means and standard deviations (SD) were used in the dispersion model. Feed-settling velocities also needed to be pooled. Given the large and significant differences in settling velocities among pellet categories, it was also necessary to consider the relative masses of the pellets fed to avoid additional error in predicted dispersion (Reid et al., 2009). Giving equal weight to all pellet categories would have increased this error, since smaller pellets are usually fed for shorter periods on farms and thus have smaller relative masses. In contrast, larger pellets (4.5, 6.0 and 9.0 mm) represented more than 90% of the annual mass of farm feed input under routine farming operations (Chary et al., 2019). Therefore, we used the mean and SD of settling velocities of these three pellet categories in NewDEPOMOD.

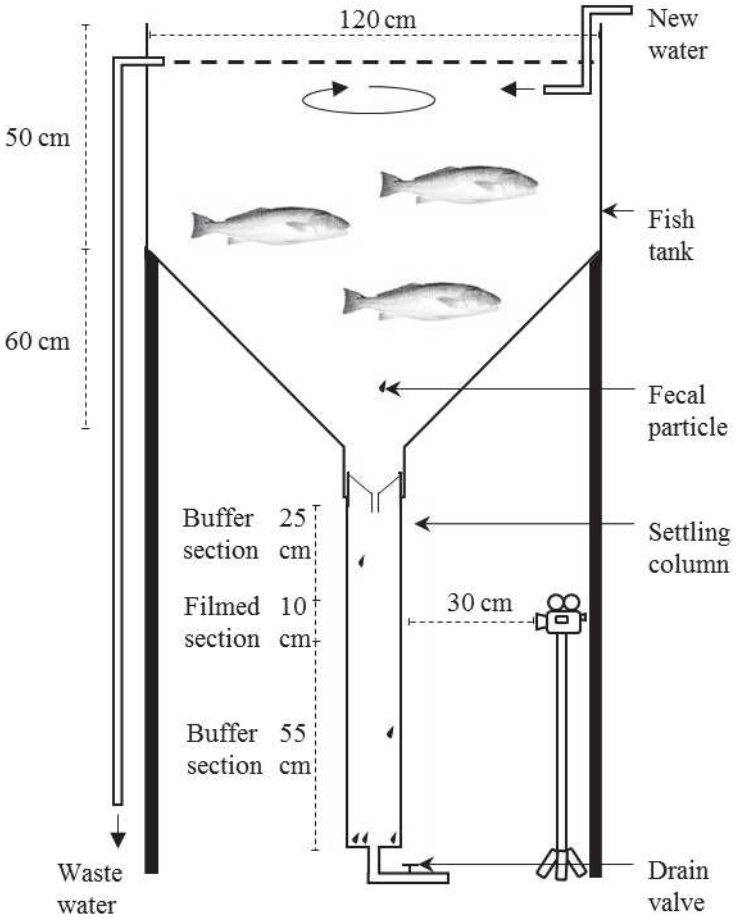


Figure III.3. Side view of the setup for the fecal settling experiment.

2.4.4 Horizontal currents at the selected sites

Simulated currents were extracted from ROMS for the 36 grid cells corresponding to the 36 sites selected. Hourly horizontal current fields over a 15-day period (spring-to-neap tidal cycle) were used at

the depth layers corresponding to NewDEPOMOD inputs (i.e. near-surface, mid-depth and near-bottom) (Table III.1).

2.4.5 Deposition and impact criteria

Deposition predictions of NewDEPOMOD (i.e. kg solids m^{-2} yr^{-1} in 100 m² grid cells) were exported to MATLAB version R2015b (The Mathworks Inc., 2015) to calculate two criteria that characterized the deposition footprint and the severity of benthic impacts: (i) the area under farm influence (AUI_F, m²) at a given deposition rate or range of rates (F) and (ii) the maximum distance from cages at which F can be detected (DC_F, m). To scale the range of benthic impacts properly, these dispersion criteria were estimated for thresholds of environmental impact based on the literature.

These environmental thresholds were chosen arbitrarily from the literature due to a lack of reliable information for tropical environments. Most studies defined environmental thresholds associated with fish farming in temperate environments and observed ecological effects across a broad range of deposition rates spanning two orders of magnitude (i.e. 0.1-10 kg solids m^{-2} yr^{-1}) (reviewed in Keeley et al. 2013a). Several studies defined the threshold of detectable impacts at 0.5 kg solids m^{-2} yr^{-1} (Chamberlain and Stucchi, 2007; Cromey et al., 2012, 2002; Findlay and Watling, 1997; Hargrave, 1994). Only two studies reported such thresholds in tropical environments. Riera et al. (2017) observed significant decreases in sediment ecological status at deposition rates greater than 12 kg solids m^{-2} yr^{-1} for fish farms in Macaronesia, but they did not examine rates greater than 16 kg solids m^{-2} yr^{-1}. In the Philippines, predicted deposition rates of 0.4-5.5, 5.5-27 and > 27 kg solids m^{-2} yr^{-1} were categorized as moderate, high and severe impacts, respectively (Aquapark, 2006; White and Lopez, 2017). In the present study, three categories of impact were set as a function of F (kg solids m^{-2} yr^{-1}) (Figure III.4):

- $F \in]0.5; 12]$: detectable impact (D). We set the lower threshold to 0.5 instead of 0 because effects below it would be subtle and difficult to distinguish from the background of natural variability in nutrient enrichment, potentially resulting in less useful conclusions. For this range of F, AUI_D and DC_D thus represented the seabed area with detectable impacts and the farthest distance at which a detectable impact was predicted in the domain, respectively.
- $F \in]12; 30]$: moderate (M) impact.
- $F \in]30; max]$: severe (S) impact

The total area under influence ($AUI_{F>0.5}$) and peak deposition in the grid of each simulation (F_{max}) were also calculated. Regression models were used to establish relations between site hydrodynamic characteristics (mean barotropic current intensity, i.e. mean value of I_{LT} and I_{HT}, and depth) and the

dispersion criteria. The critical current intensity required to decrease deposition rate below each range of deposition thresholds was then estimated from the regression models.

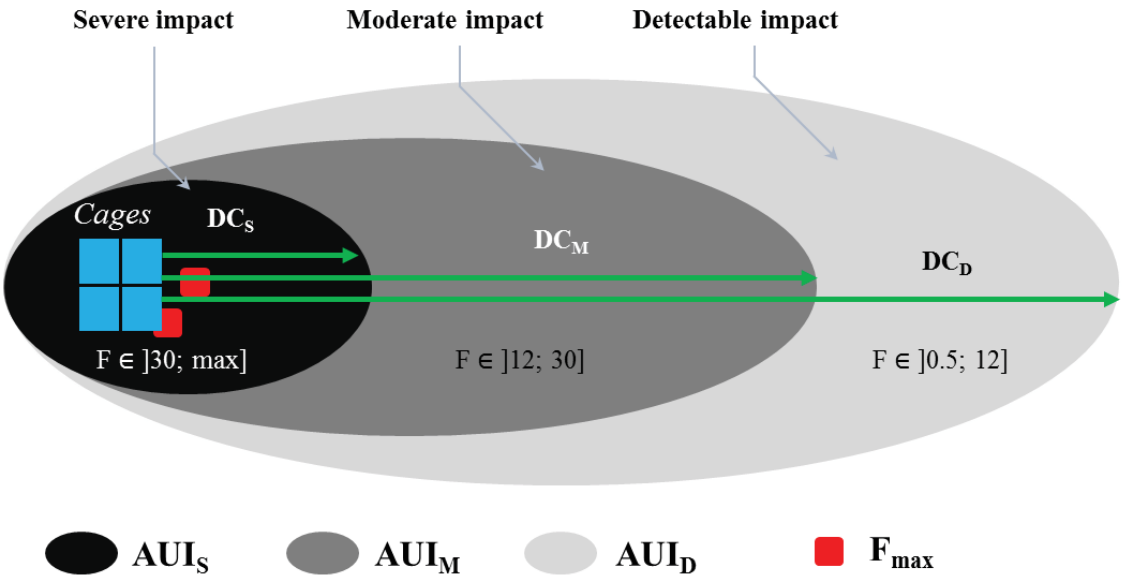


Figure III.4. Diagram of a deposition footprint and the criteria used to describe it. DC_F: maximum distance from cages at which deposition ranges (F) can be detected; AUI_F: area under farm influence for a deposition range; F_{max}: maximum deposition rate in the grid. Three deposition ranges were associated with severe, moderate and detectable impact.

3 RESULTS

3.1 Site hydrodynamics and aquaculture scenarios

3.1.1 Contrasting sites in the NE Lagoon

The 36 sites in the NE Lagoon had contrasting hydrodynamic regimes (Figure III.5 and Table III.B.3). Most barotropic currents were oriented parallel to the coastline: northwest-southeast at most sites and north-south at sites between Grande-Terre and Petite-Terre (e.g. sites 10 and 11) (Figure III.6). Rose distributions with the most elliptical shapes (e.g. sites 4, 6 and 13) were associated mostly with low currents (< 5 cm s^{-1}) and representative of non-established barotropic current (Figure III.6). In contrast, sites with higher intensity currents had more established direction, hence the less elliptical shape of their roses (Figure III.6).

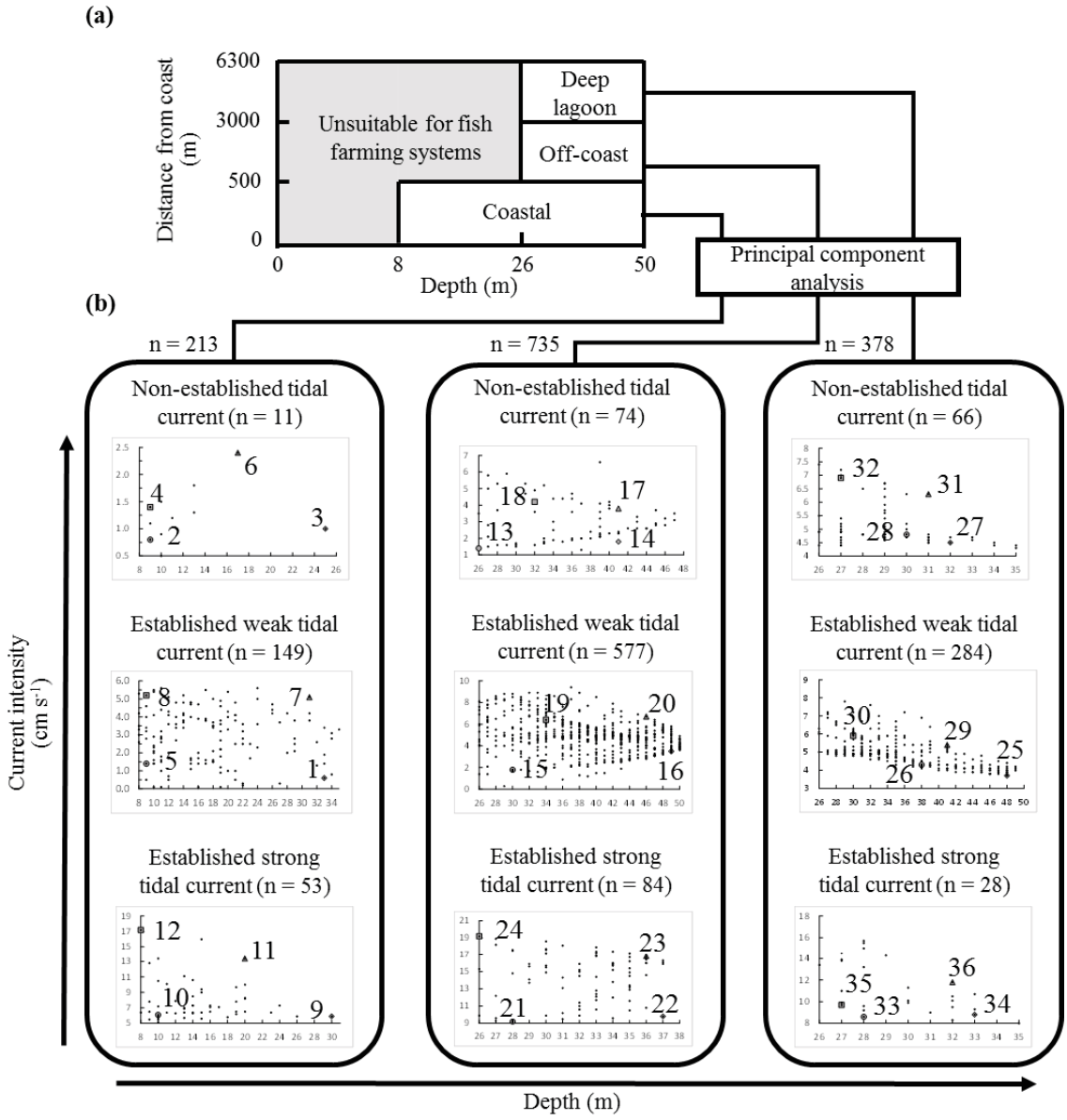


Figure III.5. Process used to select sites with contrasting hydrodynamic regimes in North-East Mayotte lagoon: (a) definition of three aquaculture zones (group of sites) as a function of distance from the coast and depth criteria (b) Site distribution plot (depth vs. current intensity) for each cluster built from the statistical analysis. Four sites with contrasting current intensities and depth were selected in each cluster: circle, low intensity/low depth; diamond, low intensity/high depth; square, high intensity/low depth; triangle, high intensity/high depth.

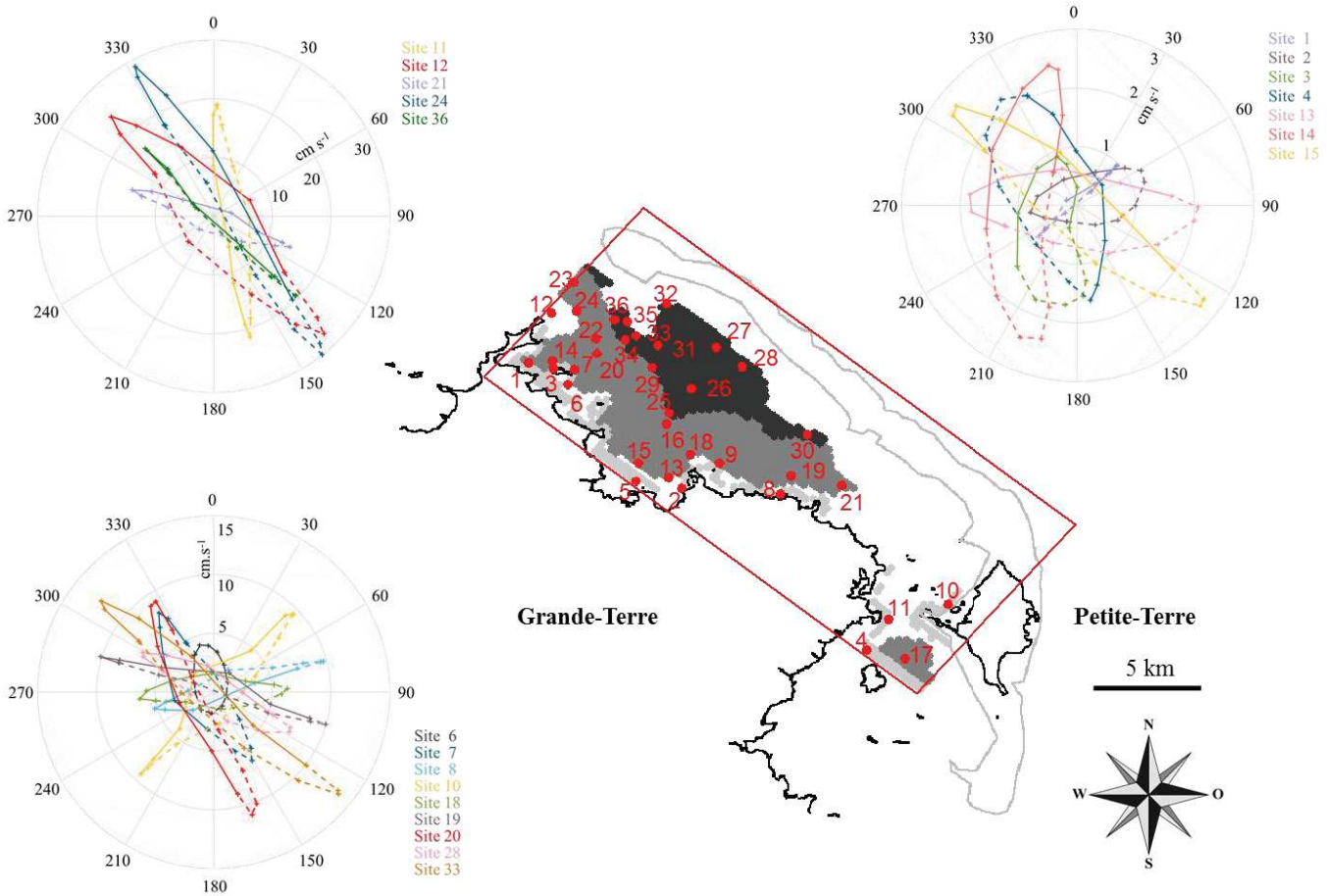


Figure III.6. Aquaculture zones and sites in Mayotte's North-East Lagoon. Zones were defined as a function of depth and distance from the coast as Coastal (< 500 m from the coast and ≤ 8 m deep in light grey), Off-coast (500-3000 m from the coast and ≥ 26 m deep in medium grey) and Deep lagoon (> 3000 m from the coast and ≥ 26 m deep in dark grey). Twelve sites were selected in each zone (36 in total) to represent the range of hydrodynamic regimes in the area. The red rectangle indicates the domain modeled in the Regional Oceanic Modelling Systems (ROMS). Rose distribution plots of extracted barotropic currents simulated by ROMS are shown for certain sites. In the roses, dashed and solid lines represent ebb and flow phases of the hourly barotropic current, respectively.

3.1.2 Definition of relevant combined scenarios for NewDEPOMOD

In the Coastal zone (< 500 m from the coast), all 12 sites selected were appropriate for Small farms (depth > 8 m), but only 3 of them were deeper than 26 m and thus appropriate for Medium and Large farms (Table III.3). In the Off-coast zone (500-3000 m from the coast), only Medium and Large farms could be established at the 12 sites. Likewise, in the Deep lagoon zone (> 3000 m from the coast) only Large farms could be established at the 12 sites. Overall, 54 scenarios (12, 15 and 27 for Small, Medium and Large farms, respectively) were relevant and simulated in NewDEPOMOD.

Table III.3. Relevant farm type and site combinations considering site depth and distance-from-coast constraints for Small, Medium and Large farm types. The sites were located in three aquaculture zones: Coastal (Co), Off-coast (Oco), and Deep lagoon (Dl). Scenario codes are shown in italics.

Zone	Small	Medium	Large	Total scenarios by zone
Coastal	12	3	3	18
	$Co_1 – Co_{12}$	*$Co_{13} – Co_{15}$*	*$Co_{16} – Co_{18}$*	
Off-coast	-	12	12	24
		$Oco_1 – Oco_{12}$	*$Oco_{13} – Oco_{24}$*	
Deep lagoon	-	-	12	12
			$Dl_1 – Dl_{12}$	
Total scenarios by farm type	12	15	27	54

3.2 Feed- and feces-settling results

3.2.1 Settling velocities

Feces-settling velocities of all red drum size categories had a mean (± 1 SD) of 0.64 ± 0.39 cm s^{-1} (Table III.4). Feces-settling velocity differed significantly between all four size categories tested (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), as did particle length (Kruskal-Wallis test, p-value < 0.001) (Table III.B.2, Appendix III.B). Fecal particles from small fish settled significantly faster than those of other size categories, but other pairwise comparisons showed no clear distinctions between size categories (Table III.4). See the Appendices for relations between fecal particle size and measured settling velocity (Figure III.B.1, Appendix III.B). Feed-settling velocity ranged from 3.67-15.68 cm s^{-1} and generally increased with pellet diameter (Table III.5). Differences in settling velocities between all pellet categories were large and significant (Mann-Whitney U test, $p < 0.001$ for all pairwise comparisons).

Table III.4. Fecal particle-settling velocity (cm s^{-1}) of four red drum (*Sciaenops ocellatus*) commercial size categories (small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g). The Mann-Whitney U test was used for pairwise comparison; different letters indicate differences significant at $p < 0.001$.

		Settling velocity (cm s^{-1})		
Fish category	Sample size (n)	Mean ± SD	Min	Max
Small	712	0.76 ± 0.39^{a}	0.27	5.24
Medium	712	0.60 ± 0.32^{b}	0.20	2.69
Large	712	0.66 ± 0.46^{bc}	0.17	4.04
Very large	712	0.57 ± 0.33^{cd}	0.21	4.33
All categories	2848	0.64 ± 0.39	0.17	5.24

Table III.5. Measured settling velocities for red drum Nutrima feed pellets as a function of diameter.

Pellet diameter	Sample size	Settling velocity (cm s^{-1})	
(mm)	(n)	Mean	SD
1.2	31	3.67	0.65
2.2	31	7.40	0.58
3.2	31	9.84	0.75
4.5	31	11.26	0.89
6.0	31	13.60	1.19
9.0	31	15.67	1.12
Pooled 4.5/6.0/9.0	93	13.51	2.10
All diameters	186	10.24	4.05

3.2.2 Settling-velocity inputs for NewDEPOMOD

Pooled settling data for the four fish size categories and three pellet categories were compared to Gaussian and lognormal univariate distributions. Skewness (3.5) and kurtosis (26.4) coefficients estimated for feces-settling data suggested an asymmetric, right-skewed and heavy-tailed distribution of the samples compared to a normal distribution (which has skewness = 0 and kurtosis = 3). This was due to the large proportion of high settling velocities and the absence of negative values. In contrast, low skewness and kurtosis values (0.0 and 2.5, respectively) obtained for feed-settling data indicated that feed particle-velocity distributions were more symmetric. Consequently, a lognormal and Gaussian distribution were set for the settling velocity of feces and feed pellets, respectively.

3.3 Predicted waste deposition footprint

3.3.1 Deposition footprint results

Deposition footprints tended to have an elliptical shape and extend in the direction of local tide currents. Among the 54 scenarios, the model predicted the highest deposition rates directly beneath cages, which decreased as distance from the cages increased (Table III.6; details in Appendix III.B, Table III.B.3). A Large farm had the farthest DC_D, with a detectable impact up to 850 m. In 38 of 54

scenarios, particles released from cages were exported from the domain (i.e. > 1000 m); thus, waste deposition farther from the cages is possible. Up to 21% of the particle mass released was exported from the domain; however, since deposition rates on domain edges were always below the detectable threshold, the scenario simulations effectively captured the area impacted by farm waste.

Table III.6. Waste dispersion predicted for 54 virtual red drum cage farms of three types: Small (23 t of fish yr^{-1}), Medium (299 t of fish yr^{-1}) and Large (2079 t of fish yr^{-1}) under contrasting hydrodynamic regimes in Mayotte's North-East Lagoon. F, deposition rate or range (in kg solids m^{-2} yr^{-1}); AUI_F, area under influence for a given F (in m^2); DC_F, distance of influence from cages for a given F (in m). Dispersion metrics are given for three F, associated with 3 impact categories: (D)etectable, (M)oderate and (S)evere.

		Small (n=12)		**Medium (n=15)**		**Large (n=27)**	
Metric	**Unit**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**
F_{max}	kg m^{-2} yr^{-1}	1.2	10.7	5.8	44.0	4.8	27.0
Detectable impact - F ∈]0.5; 12] kg solids m^{-2} yr^{-1}							
$F_{max} > F_D$	% of scenarios	100		100		100	
AUI_D	m^2	1500	4700	12,500	72,600	82,700	475,800
DC_D	m	20	90	100	740	110	850
Moderate impact - F ∈]12; 30] kg solids m^{-2} yr^{-1}							
$F_{max} > F_M$	% of scenarios	0		64		19	
AUI_M	m^2	0	0	0	2600	0	29,500
DC_M	m	0	0	0	20	0	20
Severe impact - F ∈]30; max] kg solids m^{-2} yr^{-1}							
$F_{max} > F_S$	% of scenarios	0		14		0	
AUI_S	m^2	0	0	0	1500	0	0
DC_S	m	0	0	0	10	0	0

The type of farm strongly influenced the predicted deposition rate and area of seabed impacted. Large farms had the highest $AUI_{F>0.5}$ (0.1-0.5 km^2), covering up to 58 times the total cage area. A Medium farm had the highest deposition rate (44 kg m^{-2} yr^{-1}), and Medium farms always had higher F_{max} than Large farms at a given site. Moderate impact (AUI_M) were predicted for most Medium farms (64%) and ranged in area from 0-2600 m^2. Moderate impact extended up to 29,500 m^2 for Large farms, but only predicted for 19% of them. No medium impact was predicted for Small farms. Similarly, no severe impact was predicted for Small or Large farms. When examining the largest AUI and farthest DC as a function of deposition rate among farms (Figure III.7), the AUI for F up to ca. 26 kg solids m^{-2} yr^{-1} was larger for Large farms than for Medium farms.

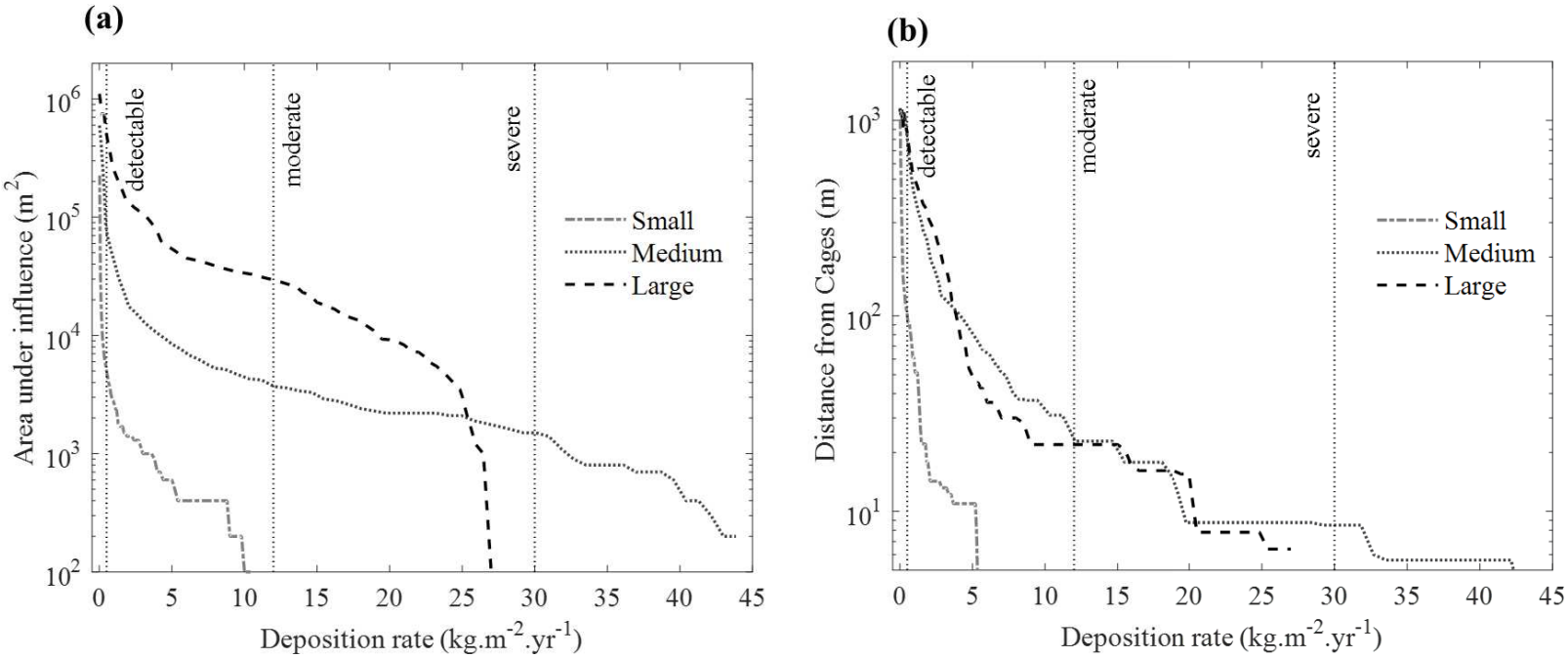


Figure III.7. Maximum dispersion footprints predicted for a variety of hydrodynamic regimes for Small (n =12 regimes), Medium (n = 15) and Large (n = 27) farms: as a function of deposition rate, (a) the largest area under influence and (b) the farthest distance from the cages that any particle was deposited. Vertical dotted lines indicate deposition thresholds for detectable, moderate and severe impact.

3.3.2 Relations between deposition and site hydrodynamics

Regressions between deposition criteria and current or depth yielded the following equations for F_{max} as a function of mean barotropic current intensity (cm s^{-1}): -0.9958ln(x) + 6.9270, -10.0832ln(x) + 32.8816 and -6.4974x + 21.5081 for the Small, Medium and Large farms, respectively (Figure III.8). Mean current intensity was strongly and negatively correlated with F_{max} and positively correlated with $AUI_{F>0.5}$ (Figure III.7) and DC_D (results not shown), indicating greater dilution of waste as current intensity increased. Correlations between depth and F_{max}, $AUI_{F>0.5}$ or DC_D were weak ($R^2 < 0.2$) and never significant ($p > 0.1$). In Medium farm scenarios, F_{max} was 82% lower at the site with the highest current intensity (site 24, 19.2 cm s^{-1}) than at the site with the lowest current intensity (site 1, 0.6 cm s^{-1}).

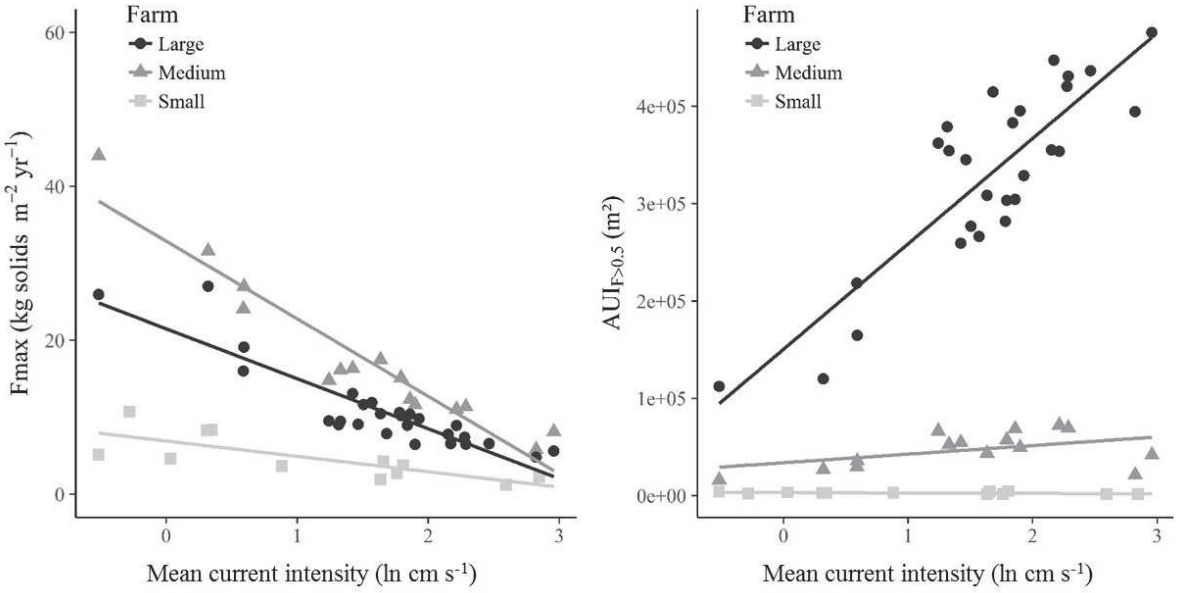


Figure III.8. Linear regression between mean barotropic current intensity and (i) maximum solid deposition rate (F_{max}) and (ii) total area under farm influence ($AUI_{F>0.5}$) predicted under various hydrodynamic conditions in Small (n = 12), Medium (n = 15) and Large farm (n = 27) scenarios. Current data were ln-transformed. R^2 of regressions between F_{max} and current intensity were 0.578 ($p = 0.004$), 0.906 ($p < 0.001$) and 0.805 ($p < 0.001$) for Small, Medium and Large farms, respectively. Those between $AUI_{F>0.5}$ and current intensity were 0.131 ($p = 0.247$), 0.210 ($p = 0.0854$) and 0.738 ($p < 0.001$) for Small, Medium and Large farms, respectively.

The regression equations were used to identify critical current intensities beyond which detectable, moderate and severe benthic impacts were not predicted to occur (Table III.7). According to these current intensity thresholds, moderate impact can be prevented in Medium and Large farms if mean current intensity exceeds 7.9 and 4.3 cm s^{-1}, respectively. In contrast, to prevent detectable impact, mean currents of ca. 25 cm s^{-1} would be required for all three farm types.

Table III.7. Critical current intensity (cm s^{-1}) required to reduce peak waste deposition rates (F_{max}, kg solids m^{-2} yr^{-1}) of Small, Medium and Large fish farms above detectable, moderate and severe impact thresholds.

	Benthic impact		
Farm scenario	Detectable ($F_{max} < 0.5$)	Moderate ($F_{max} < 12$)	Severe ($F_{max} < 30$)
Small	25.0	0.1	0.0
Medium	24.8	7.9	1.3
Large	25.4	4.3	0.3

4 DISCUSSION

4.1 Scenario analysis: disadvantages and advantages

The main originality of this study lays in the exploratory analysis of scenarios to estimate benthic impacts of fish farming activity over a broad spectrum of culture conditions in the study area. Disadvantages and advantages of this scenario analysis compared to site-specific studies are discussed below.

4.1.1 Disadvantages associated with the need to simplify modeling

Site-specific studies require detailed current and depth data and descriptions of processes that influence waste fate in order to model waste fate as accurately possible. In contrast, the present study aimed to compare waste deposition footprints of different aquaculture scenarios at the sub-lagoon scale to identify the scenarios that minimize benthic impacts of aquaculture. Overall, the larger the area studied, the more complex and difficult it is to estimate waste deposition, due to the many interacting dynamic and site-specific factors that affect deposition. Several data inputs and modeled processes were thus simplified, which may have influenced model predictions.

First, the dataset of currents used in this study considered only the main forcing variable (i.e. the tide), thus excluding spatial and temporal variations due to wind, swell and intra-lagoon waves. These forcing variables may modify current intensity and/or direction locally at some sites. For example, wind likely has a greater influence at shallow sites, due to greater impact of friction on the seabed, whereas swell increases water fluxes along the reef, pushing water out of reef openings and passages (Chevalier et al., 2015). Extreme events such as storms or cyclones, although periodic, may amplify wind and swell effects and increase seabed erosion (Pepper and Stone, 2004). These spatial and temporal variations in current likely change the pattern of the deposition footprint and the amount of solids that accumulate on the seabed. From a zoning perspective, it may be relevant to consider the environmental risks associated with waves or storms; however, including their effects on current when estimating benthic impact risks does not seem essential.

In addition, highly site-specific processes such as particle resuspension and effects of wild fish were not considered in the dispersion model. Resuspension can pick up previously settled particles and redistribute them over larger areas, thus decreasing organic-matter accumulation and its ecological effects near cages (Keeley et al., 2013b). A sediment's sensitivity to resuspension depends on its composition, vertical structure, disturbance history and resident biota (Sanford, 2008). These factors vary greatly at the sub-lagoon scale and were not examined in this study; therefore, particle resuspension was not simulated. Similarly, wild fish have shown a potential to reduce the amount of organic matter deposited on the seabed by 14% in some farms (Ballester-Moltó et al., 2017) by scavenging uneaten feed and, to a lesser extent, fish feces (Fernandez-Jover et al., 2008). The magnitude of particulate removal by wild fish can vary, however, according to the biomass and species composition of their assemblages (Dempster et al., 2005), which also depends on site distance from the coast and farm scale (Dempster et al., 2002). Thus, the wild fish effect also likely varies at the sub-lagoon scale; and was thus not simulated. The absence of resuspension and wild fish effects probably resulted in overprediction of deposition rates, particularly near the cages, where most uneaten feed settles. Our results should therefore not be considered final deposition footprints and rates, but rather as initial footprints and conservative worst-case deposition rates, which are sufficient for the purpose of evaluating different aquaculture scenarios.

4.1.2 Advantages of exploratory analysis at the sub-lagoon scale

Systematic exploration of multiple aquaculture scenarios had the main advantage of allowing quantitative relations between site hydrodynamics and deposition footprint criteria to be estimated. An increase in site depth did not influence waste dispersion significantly, while an increase of current was correlated with decrease of F_{max} and increase of $AUI_{F>0.5}$, indicating a decrease in solid accumulation near the cages and a broader deposition footprint. The lack of a significant influence of depth may be explained in part by the narrower range of depths in the scenarios (factor of 6 between minimum and maximum values) than of current intensities (factor of 30). Simulating farm waste dispersion at deeper sites (e.g. outside of the lagoon in offshore conditions) would have probably predicted a stronger influence of depth; however, these areas lay outside the study area. A previous study of environmental impacts of finfish and shellfish aquaculture at sites across Europe (Borja et al., 2009) found that mean current intensity had a much larger influence than depth in reducing biotic index values. In our study, this result and the relations between current intensity and F_{max} or $AUI_{F>0.5}$ allowed the equations to predict waste particle deposition to be simplified. The relation between mean current intensity and F_{max} decreased logarithmically or exponentially, which indicated that a small increase in current intensity can provide a large dilution effect and revealed the existence of minimum deposition rates, even at high current intensities. These minimum rates are related more to characteristics of the farms than of the

sites, hence the utility of analyzing different farm types. They also demonstrated that no aquaculture production system has "zero impact".

Investigating different farm types showed that predicted deposition rates are not necessarily correlated with farm scale. The more fish biomass stocked on a farm, the more feed is used and fish waste is produced and released into the environment. Nonetheless, Medium farms had the highest deposition rates and, when simulated under identical hydrodynamic regimes as Large farms, always had higher F_{max}. Their higher deposition rates were probably due to differences in cage layout. Small and Medium farms have interdependent cages to reduce installation costs and the number of mooring lines (Cardia and Lovatelli, 2015). This interdependence reduced cage spacing (ca. 3 m vs. 20 m on Large farms), thus concentrating waste emission on a smaller area, which logically increased waste accumulation on the seabed. Like the "minimum farm distance" recommended in aquaculture management guidelines to avoid cumulative effects (Cardia et al., 2017), "minimum cage spacing" could be added to reduce the risk of high waste accumulation on the seabed. As a result, considering only a farm's level of production when estimating its potential benthic impacts may be overly simplistic. Indeed, there is no production continuum in fish farming, but rather discrete production levels that can be attained at different farm scales using specific infrastructure and technology, which influence deposition footprints strongly.

Selecting high-current sites and production systems with large cage spacing will result in lower F_{max} and larger $AUI_{F>0.5}$, but not necessarily in lower impacts or greater social acceptability of these impacts, since impacts depend upon the amount of waste accumulation, its location and the extent of the area impacted. These three criteria can be regulated when monitoring fish farming. Thus, comparing dispersion footprints to environmental and regulatory thresholds is necessary for meaningful interpretation of impacts and their potential acceptability. These thresholds are not yet defined for fish farming in Mayotte; therefore, we suggest below a possible interpretation and application of this study based on literature thresholds.

4.2 Interpreting the dispersion footprint

According to the environmental thresholds used in this study, most predicted impacts of red drum fish farming in Mayotte's NE Lagoon were located near farms. Detectable impacts were predicted up to 850 m from the cages (Figure III.7b and Table III.6). Traces of fish farming waste did disperse farther, but it is unlikely that it would have had an ecological impact on the area. Thus, a safe distance of ca. 1000 m between sites seems necessary to avoid cumulative effects of multiple farms and to protect zones of ecological interest from fish farm waste. In the range of hydrodynamic regimes tested, moderate and severe impacts were found up to 20 and 10 m from the cages, respectively. This result is

in line with results of a meta-analysis of 70 aquaculture studies from around the world that estimated that the distance at which environmental impact is extremely unlikely (the "farm ecotone") is 90 m (Froehlich et al., 2017). This distance also agrees with the spatial scale of the AZE, which is usually set 25-50 m around cages or the licensed surface area (GFCM, 2012; Katavić et al., 2005). In the present study, the prediction of maximum distance from the cages as a function of deposition rate (Figure III.7b) can be read in reverse to indicate the highest deposition rate as a function of distance from the cages. Based on the predictions, certain scenarios with Medium or Large farms would have unacceptable impacts if the maximum EQS allowed 50 m from the cages were 20 kg solids m^{-2} yr^{-1}. In the absence of additional information about environmental and regulatory thresholds for the area, the precautionary principle should apply (Aguilar-Manjarrez et al., 2017; Soto et al., 2008), and the highest deposition rates should be avoided by selecting sites according to the critical limits of current intensity.

Critical limits of current intensity that reduced benthic impacts below detectable, moderate and severe impacts were estimated for the three farming scenarios. Mean current intensity greater than 1.5 cm s^{-1} could prevent severe impacts, while current intensity greater than 4-8 cm s^{-1} may be required to prevent moderate impacts, depending on the farm type. The limit of current intensity for detectable impact is ca. 25 cm s^{-1}, but such a high intensity may reduce fish growth potential (Plaut, 2001), increase feed conversion ratio (Ferreira et al., 2012) and deform nets enough to endanger fish (Cardia et al., 2017; GESAMP, 2001). Other critical limits of current intensity could be calculated from the relations established between maximum deposition rate and mean current intensity, for any given maximum deposition rate. Similar ranges of current intensity were proposed for salmon culture in Scotland as a function of biomass stock: 0-5 cm s^{-1} for 0-499 t of biomass, 5-10 cm s^{-1} for 499-999 t and > 10 cm s^{-1} for > 1000 t (Cardia et al., 2017). Fish farmers are interested in these types of current intensity limits because they are easily understandable recommendations that can help pre-select suitable sites for a new farm. These environmental recommendations should be considered at the same time as other biophysical requirements for farmed species and systems to ensure technically feasible and environmentally sustainable development of aquaculture.

5 PERSPECTIVES

Several research development priorities were summarized to increase the utility of these results for industrial or regulatory use for site selection and management planning. Besides the potential use of our results for zoning, the new parameters provided for red drum may be useful for any use of NewDEPOMOD to select red drum farm sites in Mayotte or other regions where this species is cultured. Model validation is an integral part of the modeling process, however, and should be performed by assessing agreement between model predictions and empirical data collected from operating aquaculture farms (Corner and Aguilar-Manjarrez, 2017; GESAMP, 1991). The dispersion model

contains equations that have predicted dispersion sufficiently well for various species and environments (Cromey et al., 2012, 2009, 2002; Keeley et al., 2013a; Riera et al., 2017), demonstrating that its physical components are generally transferable. In contrast, given the high specificity of the relation between deposition rate and ecological response (Keeley et al., 2013a), these processes should be studied further for aquaculture in tropical environments. Re-interpreting the results of this study by using more adapted environmental thresholds would help provide more reliable recommendations for zoning and selection of aquaculture sites and estimate site carrying capacity.

The critical current intensities and hydrodynamic-based site clustering method used in this study could be used to build spatial layers of environmentally suitable zones. Incorporating them in spatial analysis (e.g. GIS) and overlaying them with other physical, chemical, biological and social attributes would provide a comprehensive multi-criteria assessment and create maps that could identify potential sites and help achieve successful marine plans more easily (Stelzenmüller et al., 2017).

Dilution is not the only solution to mitigate pollution caused by fish farming waste. Optimizing management practices, such as culture density, feeding strategy and cage layout, are other effective ways to decrease benthic environmental impacts (Aquapark, 2006; Bravo and Grant, 2018). Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA), in which co-cultured extractive species use the waste of fed species for growth, is another solution to reduce waste fluxes discharged into the environment (Granada et al., 2016; Neori et al., 2004; Troell et al., 2003).

Acknowledgements

This study was performed as a part of a Ph.D. thesis in the CAPAMAYOTTE project, Phase 2 (2015-2018), funded by the Natural Marine Park of Mayotte and the Mayotte County Council. The authors gratefully acknowledge Cristele Chevalier for providing access to predictions of the ROMS model. We also thank J.C. Falguière and S. Devillers for helping to perform the settling experiment. We also thank Dr. M.S. Corson for careful revision of the English. Finally, we thank R. Weeks and T. Adams for their support in using NewDEPOMOD.

APPENDIX III.A: DESCRIPTION OF THE PARTICLE-SETTLING EXPERIMENT

Since breakdown of feces can influence their settling velocity (Perez et al., 2014), we adapted the experiment performed in previous studies (Cromey et al., 2009; Magill et al., 2006; Perez et al., 2014) to obtain freshly emitted fecal material in the same undamaged form in which it enters the environment. The experimental layout was composed of a cylindrical-conical tank 0.68 m^3 in volume (Figure III.3) supplied with seawater filtered at 50 µm (27.1–27.8°C; 37.0 PSU). The conical section of the tank ended in a cylindrical drain (d = 0.16 m) connected directly to a square-section Plexiglas column (H = 1.10 m, internal width = 0.15 m). A funnel was placed between the tank and the top of the column to direct particles to the center of the column. Between experiments, the tank and column were thoroughly cleaned, and the volume of seawater replaced entirely to keep water clarity constant.

Fish were obtained from a captive broodstock (Ifremer, Experimental Aquaculture facilities, Le Robert, Martinique), acclimated in 10 m^3 circular tanks for 1 month and fed commercial Nutrima® pellets (NUTRImarine 6.0 and 9.0 mm, 51% protein and 14% lipids). Fish in four size categories (mean weight, small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g) were used in the experiment (n = 5, 3, 2 and 2 for small, medium, large and very large, respectively). Fish in each category were successively transferred into the tank 5 hours before the experiment.

Particles were filmed for 4 hours after the first emission of fecal particles using a GoPro® HERO4 Silver camera (1080 p, narrow angle, frame rate = 30 frames s^{-1}) mounted on a tripod 30 cm from the column (pixel resolution = 200 µm) and illuminated by Bowens Esprit Gemini studio lighting. Settling was recorded over a 10 cm section whose center lay 30 cm from the top of the column and 50 cm from the bottom of the column to allow particles to reach terminal velocity and avoid velocity interference with the bottom. After filming, digital settling videos were cut into 15-min segments and selected randomly for analysis to ensure representative subsampling.

The same experimental setup (tank and column device) was used to measure settling velocities of a range of red drum commercial feed. NUTRImarine 1.2, 2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm pellets were individually dropped in the center of the tank and allowed to sink 20 cm in the column before being recorded over a descent of 40 cm. The same camera used in the feces-settling experiment was mounted on a tripod 80 cm from the column (pixel resolution = 900 µm).

Particle-tracking software based on the OPENCV library was used to determine the total number of particles observed, excluding those that touched the column. For each particle, individual positions were tracked, and settling velocity in the filmed section calculated from the time between the first and last detection. Mean particle size was estimated by measuring the longest dimension of particles detected in each frame, to reduce bias from rotation and perspective effects. Measurements were calibrated by

filming a ruler placed on the surface of the settling column to provide correspondence between pixels and mm. The calibration was then checked against the measured dimensions of particles.

All data were screened using R software (R Core Team, 2018) to remove analytical noise and outliers and to select only particles that were constantly tracked over a minimum distance of 5 cm for fecal particles or 20 cm for feed pellets. Particles were then randomly selected for analysis in each fish size category (n = 712) and feed-pellet category (n = 31). Since residuals of fecal and pellet particle-settling velocities of all samples did not follow a normal distribution, even after arithmetic transformation (Shapiro test, $p < 0.01$), non-parametric tests were used. The R package "fitdistrplus" (Delignette-Muller and Dutang, 2015) was used to calculate the skewness and kurtosis of the empirical distributions observed and determine the theoretical distributions that fit the datasets the best.

APPENDIX III.B: SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table III.B.1. Results of principal component analysis performed in three zone's (Coastal, Off-coast, Deep lagoon) current field dataset based on different hydrodynamic variables. H, bathymetry; % EC, percentage of time the current is established, I_{LT}, mean current intensity at low tide; I_{HT}, mean current intensity at high tide; D_{HT}, Duration at high tide.

		N	H (m)	% EC (%)	I_{LT} (cm s^{-1})	I_{HT} (cm s^{-1})	D_{HT} (hh:mm)
Coastal	Cluster 1	11	12.2 ± 4.9	75.3 ± 12.6	1.2 ± 0.5	1.4 ± 0.7	05:12 ± 00:52
	Cluster 2	149	17.4 ± 7.1	93.5 ± 4.5	2.9 ± 1.6	3.1 ± 1.7	06:04 ± 01:01
	Cluster 3	53	14.5 ± 4.9	95.9 ± 2.7	8.1 ± 2.8	8.0 ± 3.0	06:01 ± 00:26
Off-coast	Cluster 1	74	36.1 ± 5.8	84.0 ± 4.1	3.3 ± 1.4	3.4 ± 1.4	05:19 ± 00:33
	Cluster 2	577	39.3 ± 6.6	95.8 ± 2.2	5.0 ± 1.6	5.0 ± 1.6	05:56 ± 00:20
	Cluster 3	84	32.1 ± 3.2	97.4 ± 1.2	14.6 ± 3.2	14.9 ± 1.7	06:09 ± 00:14
Deep lagoon	Cluster 1	66	29.0 ± 2.2	87.9 ± 3.4	5.4 ± 0.9	5.7 ± 0.8	05:30 ± 00:10
	Cluster 2	284	35.6 ± 6.1	94.2 ± 1.4	5.2 ± 0.8	5.2 ± 0..8	05:50 ± 00:07
	Cluster 3	28	29.4 ± 2.5	97.0 ± 1.0	11.4 ± 2.8	11.7 ± 2.1	06:12 ± 00:07

Table III.B.2. Fecal particle length of four red drum (*Sciaenops ocellatus*) commercial size categories (small: 648 g, medium: 1152 g, large: 1913 g, very large: 3155 g). The Mann-Whitney U test was used for pairwise comparisons; different letters indicate differences significant at $p < 0.001$.

Fish category	Particle sample size (n)	Length (mm)		
		Mean ± SD	Min	Max
Small	712	0.95 ± 0.80[a]	0.26	7.71
Medium	712	1.16 ± 0.80[b]	0.23	5.86
Large	712	0.87 ± 0.98[c]	0.22	13.73
Very large	712	1.10 ± 1.34[a]	0.24	15.29
All data	2848	1.00 ± 0.94	0.22	15.29

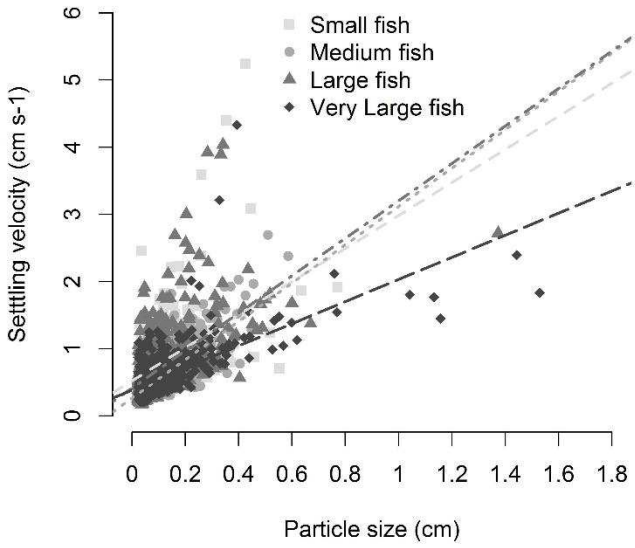


Figure III.B.1. Fecal particle size vs. measured settling velocity (cm s^{-1}) for different sizes of red drum individuals. Size is presented as the longest length of the particle (cm). N = 712 for each fish size category. Correlations: dashed line ($R^2 = 0.25$, $p < 0.001$) for Small fish; dotted line ($R^2 = 0.51$, $p < 0.001$) for Medium fish; dotdash line ($R^2 = 0.35$, $p < 0.001$) for Large fish; longdash line ($R^2 = 0.44$, $p < 0.001$) for Large fish.

Table III.B.3. Predicted deposition footprint over a 1-year period for theoretical red drum Small, Medium and Large farms in Mayotte's North-East Lagoon. F, solid deposition rate or range; AUI_F, area under influence for a given solid deposition rate; DC_F, distance of influence from cages for a given solid deposition rate. Dispersion metrics are given for different F, indicating detectable (D), moderate (M) and severe (S) impacts and the peak deposition rate in the domain (F_{max}).

Zone	Farm type	Scenario ID	Site ID	Mean current intensity	Depth	F_{max}	AUI_D	DC_D	AUI_M	DC_M	AUI_S	DC_S
				cm s^{-1}	m	kg m^{-2} yr^{-1}	m^2	m	m^2	m	m^2	m
Coastal	Small	Co1	1	0.6	33	5.1	4500	60	-	-	-	-
		Co2	2	0.8	9	10.7	2100	20	-	-	-	-
		Co3	3	1.0	25	4.6	3500	40	-	-	-	-
		Co4	4	1.4	9	8.3	2800	30	-	-	-	-
		Co5	5	1.4	9	8.4	2700	30	-	-	-	-
		Co6	6	2.4	17	3.7	3000	40	-	-	-	-
		Co7	7	5.1	31	1.9	1500	20	-	-	-	-
		Co8	8	5.2	9	4.2	4400	90	-	-	-	-
		Co9	9	5.9	30	1.7	1700	20	-	-	-	-
		Co10	10	6.1	10	3.8	4700	90	-	-	-	-
		Co11	11	13.4	20	1.2	1800	30	-	-	-	-
		Co12	12	17.2	8	2.3	1600	20	-	-	-	-
	Medium	Co13	1	0.6	33	44.0	12,500	100	2200	20	1500	10
		Co14	5	5.1	31	17.5	42,600	350	1100	10	-	-
		Co15	6	5.9	30	15.2	56,500	470	800	10	-	-
	Large	Co16	1	0.6	33	26.0	82,700	110	29,500	20	-	-
		Co17	5	5.1	31	10.5	308,400	410	-	-	-	-
		Co18	6	5.9	30	10.2	303,300	460	-	-	-	-
Off-coast	Medium	Oco1	13	1.4	26	31.6	23,900	140	2600	20	400	10
		Oco2	14	1.8	41	24.1	27,900	220	1800	10	-	-
		Oco3	15	1.8	30	27.0	33,500	220	2200	10	-	-
		Oco4	16	3.5	49	14.8	65,800	480	700	10	-	-
		Oco5	17	3.8	41	16.1	51,800	350	800	10	-	-
		Oco6	18	4.2	32	16.3	54,000	320	800	10	-	-
		Oco7	19	6.4	34	12.3	68,500	560	200	10	-	-
		Oco8	20	6.7	46	11.6	49,700	510	-	-	-	-
		Oco9	21	9.2	28	11.1	72,600	570	-	-	-	-
		Oco10	22	9.8	37	11.4	69,600	730	-	-	-	-
		Oco11	23	16.8	36	5.8	21,400	490	-	-	-	-
		Oco12	24	19.2	26	8.1	42,000	680	-	-	-	-
	Large	Oco13	13	1.4	26	27.0	95,200	140	24,800	20	-	-
		Oco14	14	1.8	41	16.0	210,900	240	7,400	10	-	-
		Oco15	15	1.8	30	19.1	154,200	180	10,500	20	-	-
		Oco16	16	3.5	49	9.5	362,100	500	-	-	-	-
		Oco17	17	3.8	41	9.5	354,200	430	-	-	-	-
		Oco18	18	4.2	32	13.1	256,100	420	3,200	10	-	-
		Oco19	19	6.4	34	10.4	304,300	660	-	-	-	-
		Oco20	20	6.7	46	6.5	395,200	610	-	-	-	-
		Oco21	21	9.2	28	8.9	353,700	650	-	-	-	-
		Oco22	22	9.8	37	6.5	430,800	800	-	-	-	-
		Oco23	23	16.8	36	4.8	394,400	700	-	-	-	-
		Oco24	24	19.2	26	5.6	475,800	850	-	-	-	-
Deep lagoon	Large	Dl1	25	3.7	48	9.0	378,900	510	-	-	-	-
		Dl2	26	4.3	38	9.1	345,100	510	-	-	-	-
		Dl3	27	4.5	32	11.7	276,600	380	-	-	-	-
		Dl4	28	4.8	30	11.9	266,200	380	-	-	-	-
		Dl5	29	5.4	41	7.9	414,600	580	-	-	-	-
		Dl6	30	5.9	30	10.6	281,900	490	-	-	-	-
		Dl7	31	6.3	31	9.0	383,000	510	-	-	-	-
		Dl8	32	6.9	27	9.8	328,600	460	-	-	-	-
		Dl9	33	8.6	28	7.8	355,200	500	-	-	-	-
		Dl10	34	8.8	33	6.6	447,200	630	-	-	-	-
		Dl11	35	9.7	27	7.4	420,400	590	-	-	-	-
		Dl12	36	11.8	32	6.6	436,300	640	-	-	-	-

REFERENCES

Aguilar-Manjarrez, J., Kapetsky, J., Soto, D., 2010. The potential of spatial planning tools to support the ecosystem approach to aquaculture. FAO/Rome. Expert Workshop. 19–21 November 2008, Rome, Italy., in: FAO (Ed.), Fisheries and Aquaculture Proceedings No.17. Rome, p. 176.

Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Brummett, R., 2017. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture. Report ACS113536. Rome, FAO, and World Bank Group, Washington, DC, 395pp. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22893.59369

Aquapark, 2006. AquaPark Project Final eReport - Planning and management of aquaculture parks for sustainable development of cage farms in the Philippines (AQUAPARK).

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., 2017. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. Mar. Environ. Res. 130, 166–173. https://doi.org/10.1016/J.MARENVRES.2017.07.014

Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., Asplin, L., 2016. Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. ICES J. Mar. Sci. 73, 2408–2419. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw027

Belle, S.M., Nash, C.E., 2008. Better management practices for net-pen aquaculture, in: Tucker, C.S., Hargreaves, J.A. (Eds.), Environmental Best Management Practices for Aquaculture. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 261–330. https://doi.org/10.1002/9780813818672.ch8

Black, K.D., Carpenter, T., Berkeley, A., Black, K., Amos, C., 2016. Refining sea-bed process models for aquaculture. New DEPOMOD Final Report. Oban.

Bondad-Reantaso, M.G., Arthur, J.R., 2008. Understanding and applying risk analysis in aquaculture, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 519. Rome, FAO.

Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D., 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. Aquaculture 293, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.037

Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. Futures 38, 723–739. https://doi.org/10.1016/J.FUTURES.2005.12.002

Bostock, J., McAndrew, B., Richards, R., Jauncey, K., Telfer, T., Lorenzen, K., Little, D., Ross, L., Handisyde, N., Gatward, I., Corner, R., 2010. Aquaculture: global status and trends. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 365, 2897. https://doi.org/10.1098/RSTB.2010.0170

Bravo, F., Grant, J., 2018. Modelling sediment assimilative capacity and organic carbon degradation efficiency at marine fish farms. Aquac. Environ. Interact. 10, 309–328. https://doi.org/10.3354/aei00267

Brigolin, D., Pastres, R., Nickell, T.D., Cromey, C.J., Aguilera, D.R., Regnier, P., 2009. Modelling the impact of aquaculture on early diagenetic processes in sea loch sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 388, 63–80. https://doi.org/10.3354/meps08072

Broch, O.J., Daae, R.L., Ellingsen, I.H., Nepstad, R., Bendiksen, E.A., Reed, J.L., Senneset, G., 2017. Spatiotemporal dispersal and deposition of fish farm wastes: A model study from central Norway. Front. Mar. Sci. 4, 1–15. https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00199

Byron, C.J., Costa-Pierce, B.A., 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture, in: Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), Site Selection and Carrying Capacity for Inland and Coastal Aquaculture. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, UK. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21, Rome, pp. 87–101.

Cardia, F., Ciattaglia, A., Corner, R.A., 2017. Guidelines and Criteria on Technical and Environmental Aspects of Cage Aquaculture Site Selection in the Kingdom of Saudi Arabia. Food and Agriculture Organization of the United Nations and the Ministry of Environment, Water and Agriculture in the Kingdom of Saudi Arabia, Rome, Italy.

Cardia, F., Lovatelli, A., 2015. Aquaculture operations in floating HDPE cages: A field handbook, FAO. Fisheries Technical Paper No. 593. Rome.

Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture 272, 296–311. https://doi.org/DOI 10.1016/j.aquaculture.2007.08.051

Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., McCurdy, E.P., 2014. Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations. Aquac. Environ. Interact. 5, 185–208. https://doi.org/10.3354/aei00104

Chary, K., Fiandrino, A., Covès, D., Aubin, J., Falguière, J.C., Callier, M.D., 2019. Modeling sea cage outputs for data-scarce areas: application to red drum (*Sciaenops ocellatus*) aquaculture in Mayotte, Indian Ocean. Aquac. Int. 27, 625–646. https://doi.org/10.1007/s10499-019-00351-z

Chevalier, C., Devenon, J.-L., Rougier, G., Blanchot, J., 2015. Hydrodynamics of the Toliara Reef Lagoon (Madagascar): Example of a Lagoon Influenced by Waves and Tides. J. Coast. Res. 316, 1403–1416. https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-13-00077.1

Chevalier, C., Devenon, J.L., Pagano, M., Rougier, G., Blanchot, J., Arfi, R., 2017. The atypical hydrodynamics of the Mayotte Lagoon (Indian Ocean): Effects on water age and potential impact on plankton productivity. Estuar. Coast. Shelf Sci. 196, 182–197. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.027

Corner, R.A., Aguilar-Manjarrez, J., 2017. Tools and Models for Aquaculture Zoning, Site Selection and Area Management. In J. Aguilar-Manjarrez, D. Soto & R. Brummett. Aquaculture zoning, site selection and area management under the ecosystem approach to aquaculture. Full document, pp. 95–145. Rep. Washington, DC.

Corner, R.A., Brooker, A.J., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. Aquaculture 258, 299–311. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.036

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture 214, 211–239. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00368-X

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Treasurer, J., Black, K.D., Inall, M., 2009. Modelling the impact of cod (*Gadus morhua L.*) farming in the marine environment-CODMOD. Aquaculture 289, 42–53. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.020

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K.D., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquac. Environ. Interact. 2, 157–176. https://doi.org/10.3354/aei00034

De La Torre, Y., Delattre, M., Idier, D., Romieu, E., 2008. Modélisation courantologique du lagon de Mayotte. Rapport BRGM/RP-56334-FR.

Dean, A., Salim, A., Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J., 2013. Remote sensing for the sustainable development of offshore mariculture, in: J. M. Kapetsky, J. Aguilar-Manjarrez & J. Jenness. A Global Assessment of Offshore Mariculture Potential from a Spatial Perspective, Pp. 123–181. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 549. Rome, FAO, p. 181.

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., 2015. fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. J. Stat. Softw. 64, 1–34. https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04

Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R., 2005. Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. Mar. Ecol. Prog. Ser. 304, 15–29. https://doi.org/10.3354/meps304015

Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Giménez-Casalduero, F., Valle, C., 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 242, 237–252. https://doi.org/10.3354/meps242237

Dinhut, V., Nicet, J.-B., Quod, J.-P., 2008. Suivi et état de santé 2007 des récifs coralliens de Mayotte. Rev. d'écologie (La Terre la Vie) 63, 103–114.

Ehler, C., Douvere, F., 2009. Marine spatial planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based

management. Paris: UNESCO.

FAO, 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. FAO, Rome. https://doi.org/10.1126/science.aaw5824

FAO, 2013. Applying spatial planning for promoting future aquaculture growth, in: Seventh Session of the SubCommittee on Aquaculture (SCA) of the FAO Committee on Fisheries (COFI), St. Petersburg, Russian Federation, 7-11 October 2013. p. 10.

Fernandes, Eleftheriou, Ackefors, Ervik, Sanchez-Mata, Scanlon, White, Cochrane, Pearson, Read, 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 17, 181–193. https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00315.x

Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Valle, C., Dempster, T., 2008. Seasonal patterns and diets of wild fish assemblages associated with Mediterranean coastal fish farms. ICES J. Mar. Sci. 65, 1153–1160. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn091

Ferreira, J.G., Saurel, C., Ferreira, J.M., 2012. Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model. Aquaculture 358–359, 23–34. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.015

Findlay, R., Watling, L., 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155, 147–157. https://doi.org/10.3354/meps155147

Froehlich, H.E., Smith, A., Gentry, R.R., Halpern, B.S., 2017. Offshore aquaculture: I know it when I see it. Front. Mar. Sci. 4, 1–9. https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00154

Gentry, R.R., Froehlich, H.E., Grimm, D., Kareiva, P., Parke, M., Rust, M., Gaines, S.D., Halpern, B.S., 2017a. Mapping the global potential for marine aquaculture. Nat. Ecol. Evol. 1, 1317–1324. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0257-9

Gentry, R.R., Lester, S.E., Kappel, C. V, White, C., Bell, T.W., Stevens, J., Gaines, S.D., 2017b. Offshore aquaculture: Spatial planning principles for sustainable development. Ecol. Evol. 7, 733–743. https://doi.org/10.1002/ece3.2637

GESAMP, 2001. Planning and Management for Sustainable Coastal Aquaculture Development. GESAMP reports and studies No. 68. Rome.

GESAMP, 1991. Monitoring the effects of coastal aquaculture waste. GESAMP reports and studies No. 57. Rome.

GFCM, 2012. Report of the WGSC—ShoCMed Workshop on the definition and environmental monitoring within Allowable Zone of Effect (AZE) of aquaculture activities within the Mediterranean countries. Rome.

Gillibrand, P.A., Turrell, W.R., 1997. Simulating the dispersion and settling of particulate material and associated substances from salmon farms. Aberdeen. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10580.50566

Granada, L., Sousa, N., Lopes, S., Lemos, M.F.L., 2016. Is integrated multitrophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges? – a review. Rev. Aquac. 8, 283–300. https://doi.org/10.1111/raq.12093

Hargrave, B.T., 1994. A benthic enrichment index, in: Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949. pp. 79–91.

Hills, A., Spurway, J., Brown, S., Cromey, C., 2005. Regulation and monitorting of marine fish farming in Scotland (Annex H) methods for modelling In-feed anti-parasitics and benthic effects.

Holmer, M., 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: Perspectives, concerns and research needs. Aquac. Environ. Interact. 1, 57–70. https://doi.org/10.3354/aei00007

Jeanson, M., Anthony, E.J., Dolique, F., Aubry, A., 2013. Wave characteristics and morphological variations of pocket beaches in a coral reef–lagoon setting, Mayotte Island, Indian Ocean. Geomorphology 182, 190–209. https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2012.11.013

Jeffs, A.G., 2013. A review on the technical constraints, opportunities and needs to ensure the development of the mariculture sector worldwide – tropical zone. In A. Lovatelli, J. Aguilar-Manjarrez & D. Soto, eds. Expanding mariculture farther offshore: technical, environm, in: FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 24. Rome, FAO, pp. 101–133.

Jusup, M., Klanjšček, J., Petricioli, D., Legović, T., 2009. Predicting aquaculture-derived benthic organic

enrichment: Model validation. Ecol. Modell. 220, 2407–2414. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.033

Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J., 2013. A global assessment of offshore mariculture potential from a spatial perspective. FAO fisheries and aquaculture technical paper 549. 2013.

Karakassis, I., 2013. Environmental interactions and initiatives on site selection and carrying capacity estimation for fish farming in the Mediterranean, in: L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, Eds. Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, Pp. 161–170. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Rome, p. 282.

Katavić, I., Herstad, T.-J., Kryvi, H., White, P., Franičević, V., Skakelja, N., 2005. Guidelines to marine aquaculture planning, integration and monitoring in Croatia, Project "Coastal zone management plan for Croatia." Zagreb.

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013a. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquac. Environ. Interact. 3, 275–291. https://doi.org/10.3354/aei00068

Keeley, N.B., Forrest, B.M., Macleod, C.K., 2013b. Novel observations of benthic enrichment in contrasting flow regimes with implications for marine farm monitoring and management. Mar. Pollut. Bull. 66, 105–116. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.10.024

Le, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. J. Stat. Softw. 25, 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lee, S., Hartstein, N.D., Wong, K.Y., Jeffs, A., 2016. Assessment of the production and dispersal of faecal waste from the sea-cage aquaculture of spiny lobsters. Aquac. Res. 47, 1569–1583. https://doi.org/10.1111/are.12618

Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., 2013. Expanding mariculture farther offshore - technical, environmental, spatial and governance challenges, FAO Technical Workshop, 22-25, March 2010, Orbetello, Italy., in: FAO (Ed.), FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 24. Rome, p. 73.

Magill, S.H., Thetmeyer, H., Cromey, C.J., 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata L.*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax L.*) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. Aquaculture 251, 295–305. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.06.005

Marra, J., 2005. When will we tame the oceans? Nature 436, 175–176. https://doi.org/10.1038/436175a

McKindsey, C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., Silvert, W., 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. Aquaculture 261, 451–462. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.06.044

Meaden, G.J., Aguilar Manjarrez, J., 2013. Advances in geographic information systems and remote sensing for fisheries and aquaculture. Summary version., FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 552. Rome.

Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. Aquaculture 231, 361–391. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.015

Pepper, D.A., Stone, G.W., 2004. Hydrodynamic and sedimentary responses to two contrasting winter storms on the inner shelf of the northern Gulf of Mexico. Mar. Geol. 210, 43–62. https://doi.org/10.1016/J.MARGEO.2004.05.004

Perez, Ó., Almansa, E., Riera, R., Rodriguez, M., Ramos, E., Costa, J., Monterroso, O., 2014. Food and faeces settling velocities of meagre (*Argyrosomus regius*) and its application for modelling waste dispersion from sea cage aquaculture. Aquaculture 420–421, 171–179. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.11.001

Plaut, I., 2001. Critical swimming speed: its ecological relevance. Comp. Biochem. Physiol. Part A Mol. Integr. Physiol. 131, 41–50. https://doi.org/10.1016/S1095-6433(01)00462-7

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste

dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquac. Res. 40, 257–273. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x

Riera, R., Pérez, Ó., Cromey, C., Rodríguez, M., Ramos, E., Álvarez, O., Domínguez, J., Monterroso, Ó., Tuya, F., 2017. MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. Ecol. Modell. 361, 122–134. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.006

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., 2013a. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 46 pp.

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., Bermúdez, J., Beveridge, M.C.M., Byron, C.J., Clément, A., Corner, R., Costa-Pierce, B.A., Cross, S., De Wit, M., Dong, S., Ferreira, J.G., Kapetsky, J.M., Karakassis, I., Leschen, W., Little, D., Lundebye, A.K., Murray, F.J., Phillips, M., Ramos, L., Sadek, S., Scott, P.C., Valle-levinson, A., Waley, D., White, P., Zhu, C., 2013b. Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture, in: L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, Eds. Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, Pp. 19–46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirl.

Sanchez-Jerez, P., Karakassis, I., Massa, F., Fezzardi, D., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Chapela, R., Avila, P., Macias, J.C., Tomassetti, P., Marino, G., Borg, J.A., Franičević, V., Yucel-Gier, G., Fleming, I.A., Biao, X., Nhhala, H., Hamza, H., Forcada, A., Dempster, T., 2016. Aquaculture's struggle for space: The need for coastal spatial planning and the potential benefits of Allocated Zones for Aquaculture (AZAs) to avoid conflict and promote sustainability. Aquac. Environ. Interact. 8, 41–54. https://doi.org/10.3354/aei00161

Sanford, L.P., 2008. Modeling a dynamically varying mixed sediment bed with erosion, deposition, bioturbation, consolidation, and armoring. Comput. Geosci. 34, 1263–1283. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2008.02.011

SHOM, 2019. MNT, bathymétrie, Mayotte, modèle numérique de terrain [WWW Document]. URL https://diffusion.shom.fr/pro/risques/bathymetrie/mnt-facade-mayotte.html (accessed 5.23.19).

Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M., Wainberg, A., 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures, in: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Hishamunda, N. (Eds.), Building an Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO/Universitat de Les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, Rome, pp. 15–35. https://doi.org/10.1017/S0020818300006160

Stelzenmüller, V., Gimpel, A., Gopnik, M., Gee, K., 2017. Aquaculture Site-Selection and Marine Spatial Planning: The Roles of GIS-Based Tools and Models, in: Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean. Springer International Publishing, Cham, pp. 131–148. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51159-7_6

Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. Aquac. Res. 42, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02674.x

Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Hansen, P.K., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. Aquaculture 234, 239–261. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.029

The Mathworks Inc., 2015. MATLAB and Statistics Toolbox Release 2015b.

Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A.., Kautsky, N., Yarish, C., 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. Aquaculture 226, 69–90. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00469-1

Weise, A.M., Cromey, C.J., Callier, M.D., Archambault, P., Chamberlain, J., McKindsey, C.W., 2009. Shellfish-DEPOMOD: Modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects. Aquaculture 288, 239–253. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.001

White, P., Lopez, N.A., 2017. Mariculture Parks in the Philippines., in: J. Aguilar-Manjarrez, D. Soto & R. Brummett. Aquaculture Zoning, Site Selection and Area Management under the Ecosystem Approach to

Aquaculture. Full Document, Pp. 287–313. Report ACS113536. Rome, FAO, and World Bank.

Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. Mar. Pollut. Bull. 31, 159–166. https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00100-2

EN GUISE D'INTER-CHAPITRE

Le troisième chapitre de cette thèse a permis d'estimer le risque d'impact sur le benthos lié à l'implantation de trois types de fermes d'ombrine dans une large gamme de conditions hydrodynamiques. Les résultats issus des simulations de ce chapitre ont montré que les risques d'impact sont spécifiques à chaque type de ferme et ne peuvent être extrapolés simplement en fonction de la taille de l'exploitation. L'organisation spatiale des cages joue également un rôle déterminant sur le niveau de dépôt et l'étendue des surfaces benthiques affectées par les rejets piscicoles. Le poids de ce facteur est tel que (dans ce cas d'étude), les risques d'impacts sur le benthos sont plus importants pour la ferme Moyenne que pour la Grande ferme. Des mesures de réduction des rejets doivent donc être proposées/adaptées en fonction du tonnage mais également des caractéristiques de la ferme et semblent prioritaires à tester pour la ferme Moyenne.

Comme énoncé dans le premier chapitre, l'AMTI est une des possibilités envisageables pour réduire les rejets associés aux systèmes en monoculture et les valoriser via une diversification trophique des espèces élevées. Nous avons pu cibler l'espèce extractive qui nous semble la plus réaliste et pertinente à tester sur la base de l'étude des espèces potentielles proposées pour la diversification de l'aquaculture dans le lagon (Cf. Annexe 2) et de la littérature scientifique concernant les espèces extractives d'intérêts pour de l'AMTI. L'échinoderme *Holothuria scabra* est la seule espèce déposivore envisagée par les pouvoirs publics pour la diversification de l'aquaculture à Mayotte. Elle se positionne favorablement au regard des critères de sélection des espèces candidates basés sur le niveau de maturité des technologies d'élevage et de transformation, sur l'existence, l'accès et le niveau de rémunération des marchés. Par ailleurs, la communauté scientifique a pu démontrer la capacité de *H. scabra* à assimiler des rejets d'origine aquacole et a rendu disponible de nombreuses données nécessaires à des travaux de modélisation sur cette espèce. Pour autant, aucune étude n'a pour l'instant évalué l'intérêt environnemental d'élever cette espèce sous des cages de poisson dans le cadre d'AMTI en mer, que ce soit à l'échelle du pilote ou à l'échelle commerciale.

Afin de mieux appréhender le potentiel de l'AMTI pour améliorer le bilan environnemental de l'aquaculture, il est nécessaire de comparer les impacts de ces systèmes à ceux de systèmes équivalents en monoculture de poissons. Pour ce faire, il est indispensable d'évaluer à la fois le potentiel de bioremédiation des espèces extractives ainsi que les impacts potentiels générés par la chaîne de production associée à leur élevage car des transferts d'impacts entre échelles spatiales d'analyses et types d'impacts environnementaux sont possibles. Plusieurs études ont proposé d'évaluer le potentiel de bioremédiation d'holothurie dans le cadre de système AMTI. En revanche, aucune référence n'a pour l'instant proposé d'étudier les impacts environnementaux directs et indirects associés à l'intégration de ce compartiment trophique dans un système piscicole marin à l'échelle commerciale.

Dans le quatrième chapitre, le potentiel de bioremédiation de l'holothurie *H. scabra* en AMTI est estimé par modélisation bioénergétique (DEB) et les impacts régionaux et globaux du système sont évalués par Analyse du Cycle de Vie (ACV) et comparés à ceux d'une monoculture d'ombrine.

CHAPITRE IV: AQUACULTURE MULTI-TROPHIQUE INTEGREE D'OMBRINE OCELLEE (*SCIAENOPS OCELLATUS*) ET DE CONCOMBRE DE MER (*HOLOTHURIA SCABRA*) : EVALUATION DE LA BIOREMEDIATION ET DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE

Ce chapitre a été soumis pour publication dans la revue *Aquaculture*.

RESUME DE LA PUBLICATION EN FRANÇAIS

La durabilité environnementale de l'aquaculture est une problématique complexe impliquant des effets à l'échelle locale (par exemple, la dégradation de l'écosystème benthique), régionale (par exemple, l'eutrophisation) et globale (par exemple, la pêche minotière pour la production d'aliments composés). Ces effets sont causés directement par le fonctionnement des élevages (par exemple, les émissions d'effluents) ou indirectement par les processus industriels impliqués dans la chaîne de valeur des produits. Il est essentiel d'intégrer l'ensemble de ces effets environnementaux dans un cadre d'analyse holistique et multi-échelles, afin d'évaluer correctement la durabilité environnementale de nouveaux systèmes de production comme l'AMTI. Au sein de ces systèmes, des organismes de différents niveaux trophiques sont co-produits pour minimiser les rejets aquacoles.

Les performances environnementales locales et globales ont été évaluées à l'aide de modèles mathématiques pour deux scénarios d'aquaculture marine i) une monoculture d'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) et ii) un système AMTI produisant à la fois de l'ombrine ocellée et du concombre de mer (*Holothuria scabra*). Dans un premier temps, le potentiel de bioremédiation des rejets particulaires, via la production de concombres de mer, a été estimé à l'aide d'un modèle bioénergétique individuel. Dans un deuxième temps, les impacts environnementaux de la monoculture et du système AMTI par kg de protéine comestible et par t de produit ainsi que les incertitudes associées ont été estimés et comparés par ACV.

Compte tenu des limites de densité d'élevage connues à ce jour pour l'élevage de concombre de mer, leur production en cages suspendues sous des cages de poissons pourrait réduire très légèrement (0.73%) le flux net de rejets particulaire de la ferme et son impact potentiel sur le benthos. Peu de différences d'impacts ont été observées entre le système en monoculture et en AMTI du fait du différentiel de production très important entre les poissons et concombres de mer. Il faudrait produire à peu près autant de concombre de mer que de poisson sur la ferme (1,3 kg de concombre de mer par kg de poisson) pour réduire de 100% les rejets particulaires émis sous forme de fèces de poisson.

Néanmoins, l'ACV a permis de dessiner des tendances concernant les performances environnementales de l'AMTI : des impacts moins importants sur l'eutrophisation et l'utilisation nette de la production primaire aux dépens d'une augmentation d'utilisation d'énergie et de l'impact sur le changement climatique, traduisant un transfert entre catégories d'impacts. L'intensification de la culture du concombre de mer pourrait accroître les bénéfices environnementaux locaux et globaux du système AMTI, mais des recherches supplémentaires sont nécessaires pour concevoir des structures d'élevage qui permettent d'optimiser la production et/ou la bioremédiation et qui puissent être intégrées à des systèmes monospécifiques existants. La méthodologie d'analyse proposée dans le cadre de ce travail, constitue un outil puissant pour évaluer l'intérêt environnemental de systèmes nouveaux et complexes et pour suivre des potentiels transferts d'impacts entre échelles spatiales. Nous recommandons de l'appliquer à d'autres systèmes d'AMTI et d'autres associations d'espèces et d'inclure des critères socio-économiques pour évaluer pleinement la durabilité des futurs systèmes de production aquacoles.

Integrated multi-trophic aquaculture of red drum (*Sciaenops ocellatus*) and sea cucumber (*Holothuria scabra*): assessing bioremediation and life-cycle impacts

Killian Chary[a], Joël Aubin[b], Bastien Sadoul[c], Annie Fiandrino[d], Denis Covès[a], Myriam D. Callier[a]

[a]MARBEC, Ifremer, IRD, Univ Montpellier, CNRS, Palavas-les-Flots, France
[b]UMR SAS, INRA, AGROCAMPUS OUEST, Rennes, France
[c]UR1037 Fish physiology and Genomics, INRA, Rennes, France
[d]MARBEC, Ifremer, IRD, Univ Montpellier, CNRS, Sète, France

ABSTRACT

Environmental sustainability of aquaculture is a complex issue involving effects at local (e.g. benthic deterioration), regional (e.g. eutrophication) and global (e.g. catches for feed production) scales as a consequence of farming operations (e.g. waste emissions) and industrial processes involved in the product value chain. Integrating these effects using a holistic and multi-scale framework is essential to assess the environmental sustainability of innovative production systems such as Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA), in which organisms of different trophic levels are co-cultured on the same farm to minimize aquaculture waste. The environmental performances of theoretical production scenarios of red drum (*Sciaenops ocellatus*) sea cage monoculture and an open-water IMTA co-culturing of red drum and sea cucumber (*Holothuria scabra*) were assessed with mathematical models at local and global scales. First, the particulate waste bioremediation potential of sea cucumber production was estimated using an individual-based bioenergetic model. Second, environmental impacts of the monoculture and IMTA systems were estimated and compared using life cycle assessment (LCA), calculated per kg of edible protein and t of product, including uncertainty analysis. Given the current limits to stocking density observed for sea cucumbers, its co-culture in sea cages suspended beneath finfish nets may slightly decrease (by 0.73%) net farm particulate waste load and benthic impact. Monoculture and IMTA showed little difference in impact because of the large difference in production scales of finfish and sea cucumber species. Removing 100% of finfish feces particulate waste requires cultivating sea cucumber at scale similar to that of finfish (1.3 kg of sea cucumber per kg of finfish). Nonetheless, LCA showed trends in IMTA performance: lower eutrophication impact and net primary production use but higher cumulative energy demand and climate change impacts, generating an impact transfer between categories. Intensification of sea cucumber culture could increase local and global environmental benefits, but further research is necessary to design rearing units that can optimize production and/or bioremediation and that can be practically

integrated into existing finfish monoculture units. The methodology defined here can be a powerful tool to predict the magnitude of environmental benefits that can be expected from new and complex production systems and to show potential impact transfer between spatial scales. We recommend applying it to other IMTA systems and species associations and including socio-economic criteria to fully assess the sustainability of future seafood production systems.

1 INTRODUCTION

Environmental sustainability of aquaculture is a complex and multi-scale issue involving both direct and indirect interactions with the environment (Edwards, 2015). Among the main concerns regarding sustainability of the sector, one can cite its dependence on wild-caught resources and agricultural products for the production of formulated feed, use of natural resources, discharge of chemical contaminants (e.g. medicines, heavy metals), conversion of sensitive areas (e.g. mangroves and wetlands), parasite and disease transfer between farmed and wild species, benthos deterioration and water body eutrophication (Hargrave, 2005; Holmer et al., 2008). From these examples, we can distinguish environmental impacts that are directly related to farm operations (e.g. benthic impact, water eutrophication) and that generally affect the environment at local (farm vicinity) or regional scales (bay, watershed) from those which may be indirectly caused by the successive industrial processes involved in the product value chain (e.g. catches for feed production). Exploring these interactions within a holistic framework is essential to properly address aquaculture sustainability issues and to develop new solutions for minimizing impacts on the environment.

Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) is perceived to as suitable approach to decrease negative effects of aquaculture waste (Neori et al., 2004; Troell et al., 2003). The principle of IMTA is the co-culture of organisms from different trophic levels, including fed species (e.g. finfish or shrimp) and extractive species that can feed on the solid organic (e.g. bivalves, sea cucumbers, sea urchins) and dissolved inorganic (e.g. macroalgae) waste generated by the fed species. The biomitigation service thus depends on the choice of the extractive organisms, the trophic niche targeted and the associated extractive feeding behavior (e.g. filter feeding, deposit feeding, autotrophic) and its ecological functions.

IMTA can provide both environmental and socio-economic benefits by converting excess nutrients into commercial products. In an open-water IMTA, Reid et al. (2013) estimated that 2.3-4.4 kg of dissolved nitrogen (N) could be removed per kg of kelps (*Alaria esculenta* and *Saccharina latissima*) co-cultured in the proximity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) cages. While other aquaculture waste management methods have involved mainly high technology and large operating costs (e.g. water filtering, sediment pumping) (Buschmann et al., 2008), IMTA is a practical bioremediation approach

that offers the possibility to generate additional farm revenue (Troell et al., 2009), given that the added species has a market value. A recent study compared the financial performance of an Atlantic salmon monoculture and an IMTA system adding blue mussel (*Mytilus edulis*) and sugar kelp (*Saccharina latissima*) and showed that the IMTA operation was more profitable, with a net present value (NPV) 5.7-38.6% higher (Carras et al., 2019).Since the added species has a market value, IMTA can provide both economic and environmental benefits by converting excess nutrients into commercial products (Shi et al., 2013; Whitmarsh et al., 2006). Moreover, IMTA may have other advantages as it can decrease farm economic risk through product diversification, increase the social acceptability of aquaculture due to its better environmental image and may provide differentiation pathways through labeling programs (Alexander et al., 2016; Barrington et al., 2009; Chopin et al., 2012). For example, Barrington et al. (2010) have demonstrated in a survey work, that participants perceived seafood produced in IMTA systems as safe products to eat and showed that 50% of them were willing to pay 10% more for these products if labelled as such.

Sea cucumbers (class Holothuroidea) are an interesting deposit feeding species candidate for IMTA systems due to their ability to consume particulate waste excreted by other cultured organisms (Slater and Carton, 2009; Yokoyama, 2013). This is particularly relevant for fed finfish open-water aquaculture systems, for which reducing the benthic impact is a major ecological challenge (Strain and Hargrave, 2005). The most concentrated sources of nutrients generated by finfish production systems are released as large organic particles (Filgueira et al., 2017), including finfish feces and uneaten finfish feed. Accumulation of this waste on the seabed depends on multiple factors such as farm arrangement (cage layout), production scale (Borja et al., 2009; Giles, 2008), physical characteristics of particles (settling velocity) (Magill et al., 2006; Reid et al., 2009) and hydrodynamics (currents and bathymetry) (Borja et al., 2009; Bravo and Grant, 2018; Keeley et al., 2013). High rates of deposition of organic matter on the sediment can cause organic enrichment, change sediment geochemistry and change benthic community structure near finfish cages (Borja et al., 2009; Karakassis, 2000; Pearson and Rosenberg, 1978). The co-culture of deposit-feeding organisms such as sea cucumber, which can process enriched benthic sediments, thus assimilating bacterial, fungal and detrital organic matter, seems a suitable approach to decrease nutrient enrichment in the sediment and respect the carrying capacity of the ecosystem.

Experimental studies have demonstrated the ability sea cucumbers to consume and assimilate aquaculture waste and to reduce its organic and nutrient content, confirming its potential for bioremediation in IMTA (MacDonald et al., 2013; Nelson et al., 2012; Robinson et al., 2019). Previous pilot-scale open water experiments showed overall good growth and survival of sea cucumbers cultured in suspended cages or benthic bottom culture beneath finfish cages under adequate management

(Hannah et al., 2013; Yokoyama, 2013; Yokoyama et al., 2015; Yu et al., 2014, 2012), although serious mortality episodes were observed in benthic cultures due to sediment anoxia (Yu et al., 2012).

Previous studies using mathematical models to examine uptake of solid organic matter or nutrients by sea cucumber species in IMTA systems with finfish gave contrasting conclusions (Cubillo et al., 2016; J. S. Ren et al., 2012; Watanabe et al., 2015; Zhang and Kitazawa, 2016). In addition, these studies' different methods make comparisons difficult. According to MacDonald et al. (2013), three to four *Holothuria forskali* (ca. 400–500 g m^{-2}) would process all the solid waste produced by a commercial seabass (*Dicentrachus labrax)* sea-cage production unit. However, the authors assumed a mean solid deposition rate of 8.67 g m^{-2} yr^{-1} citing Magill et al. (2006), while the latter authors actually reported a mean flux under the cage layout of 5000-12 000 g m^{-2} yr^{-1}. Model simulations by Cubillo et al. (2016) and J. S. Ren et al. (2012) predicted that bottom culture of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus*) could remove greater than 70% of the benthic particulate organic carbon (C) from Atlantic salmon (*Salmo salar*) farm units. These two studies were mainly exploratory, aiming to maximize production and optimize species combinations to reduce environmental impacts, ignoring technological and rearing constraints for the extractive species. Including such considerations in models can help predict more realistic production design and bioremediation potentials from extractive species and thus better scale and design future IMTA systems. In contrast, Watanabe et al. (2015) calculated that 4.3% of total particulate nitrogen (N) from milkfish (*Chanos chanos*) culture could be removed by detritivore species, concluding that sea cucumber may not be an effective bioremediator, since an impractical stocking density (ca. 200 times current practices) would be necessary to completely remove particulate N. Overall, two main points limit the ability to compare results of studies. First, the main differences are expected to be due to three factors: i) the sea cucumber species cultured, ii) the production ratio between the main species (i.e. finfish) and the added species (i.e. sea cucumber) and iii) the duration of production cycles. These factors drive system performances and should be clearly stated to improve understanding of system feasibility at pilot and commercial scales. Second, bioremediation potentials are often expressed in relative terms, which are by definition ratios and therefore not directly comparable, and for different fluxes (e.g. C, N, total solids) in the seabed or coming directly from the cages, depending on research objectives. Providing intermediate results and standardizing them using generic performance metrics will facilitate robust comparison of studies and help assess IMTA system performances (Reid et al., 2018).

Several indirect environmental impacts caused by producing the additional inputs associated with the added detritivore species and its integration into the finfish monoculture unit are ignored when focusing only on waste bioremediation issues. For instance, environmental impacts of juvenile production, energy use and cage construction should be included in the analysis since they may offset local benefits. To be a sustainable option, IMTA systems should perform environmentally as well as or

better than monoculture, considering both direct and indirect impacts. Combined assessment of local impacts and broader global impacts with a life cycle perspective is therefore crucial to properly understand advantages of IMTA over monoculture in terms of environmental sustainability.

Life cycle assessment (LCA) is a standardized method (i.e. International Organization for Standardization (ISO) 14040) that has been developed to assess environmental impacts of a product by compiling resource use and emissions to the environment at all stages of its life cycle. Each resource used and substance emitted is attributed to one or more impact categories and converted by characterization models into potential environmental impacts (Guinée et al., 2002). The LCA framework is divided into four steps: goal, scope and system definition; life cycle inventory (LCI) of resource use and emissions; environmental impact assessment; and interpretation.

LCA has been extensively applied to aquaculture systems, with 65 studies and 179 aquaculture systems reviewed in a recent meta-analysis (Bohnes et al., 2018). Most studies focused on fed species of high economic value such as salmonids or shrimp (Cao et al., 2013), but a few focused on extractive species, such as two studies of sea cucumber culture (Marín et al., 2019; Wang et al., 2015). LCA has been used mostly to identify problematic stages or components of systems and to compare alternatives such as intensive vs. extensive systems, monoculture vs. polyculture and open water vs. closed recirculating systems. To date, only a few LCA studies have examined the potential of IMTA systems to mitigate aquaculture impacts (Mendoza Beltran et al., 2018; Mendoza Beltrán and Guinée, 2014). In this context, the present study examined environmental benefits and trade-offs for finfish monoculture of shifting to an open-water IMTA system co-culturing suspended sea cucumber culture beneath finfish cages, by assessing the latter's mitigation potential at local and global scales.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Goal and scope

The main goal of this study was to compare environmental performances of red drum (*Sciaenops ocellatus*) sea cage monoculture to an open-water IMTA co-culturing red drum and sea cucumber (*Holothuria scabra*). Specifically, the objectives were (1) to estimate the net particulate removal by the sea cucumber system and its bioremediation efficiency and (2) to perform an environmental LCA of the monoculture and IMTA systems. This study was an ex-ante analysis of aquaculture farming scenarios in the remote French island of Mayotte, Indian Ocean. The monoculture system was a 299 t farming scenario based on existing red drum farms surveyed on Mayotte and in French Caribbean regions (Guadeloupe and Martinique). Detailed description of the red drum monoculture can be found in Chary et al. (2019). This study focused on describing the extractive sea cucumber system and its integration into the red drum monoculture. *H. scabra* was chosen for co-culture with red drum since it

is the most commonly cultured tropical sea cucumber species (Robinson and Lovatelli, 2015) and one of the edible sea cucumbers with a high commercial value (Purcell et al., 2012). It is considered for aquaculture diversification on Mayotte (Cabinet Gressard consultants et al., 2013) and already cultured in the Indian Ocean (Madagascar).

The LCA was performed from the cradle to the farm gate and included multiple stages of finfish monoculture: fingerling production and transport to the farm, feed production and transport to the farm, chemical production, energy production, equipment and infrastructure production, and farm operation (Figure IV.1a). Production stages were the same in the monoculture and IMTA systems except for juvenile sea cucumber production, which was added to the IMTA system (Figure IV.1b). In the IMTA configuration considered in the present study, sea cucumber production was closely integrated into the monoculture production system (Mendoza Beltrán and Guinée, 2014), i.e. benefitted from the existing infrastructure (e.g. rope lines), equipment (e.g. boats) and operating processes, and required only a few supplementary processes. We assumed that addition of sea cucumbers did not change the productivity of the finfish farm. The IMTA system boundaries included the unchanged monoculture system (same inputs and outputs), juvenile sea cucumber production and transport to the farm and on-farm processes. Farm products from both the monoculture and IMTA were fresh ungutted aquatic products (Figure IV.1b).

Life cycle impact assessment (LCIA) was expressed simultaneously per kg of edible protein in aquatic products (both finfish and sea cucumbers) (functional unit 1, FU_1) and per t of fresh aquatic product (FU_2). This choice considered the IMTA system as a whole (i.e. no differentiation in the origin of protein or biomass). It assumed that sea cucumber production was an explicit objective of the farm, motivated by finfish waste biomitigation as well as production and revenue diversification. This approach did not require allocation of impacts between co-products as recommended in the ISO guidelines (ISO, 2006b, 2006a) and allowed comparison of farm-level environmental performances of the monoculture and IMTA systems. The primary functional unit was kg of edible protein because protein production is the main function of animal aquaculture production systems. The second functional unit (1 t of product), which is commonly used, allowed for rapid comparison with other studies (Samuel-Fitwi et al., 2012). To maintain homogeneity between products (finfish sold raw and sea cucumber sold processed), and given the unchanged ranking between monoculture and IMTA in sensitivity analyses when adding supplementary life cycle stages, post-harvest processes (i.e. commercialization, transport, use, disposal) were not included in the study.

2.2 Inventories

The LCIs of both systems were developed and their environmental impacts estimated using SimaPro 8.5 software and related databases (PRé Consultants, Amersfoot, Netherlands). The ecoinvent 3.0 database was used for all background data except feed ingredients, which were taken from the French EcoAlim v.1.3 database. See Appendix IV.A for detailed LCIs.

2.2.1 Description of the monoculture system and its animal production parameters

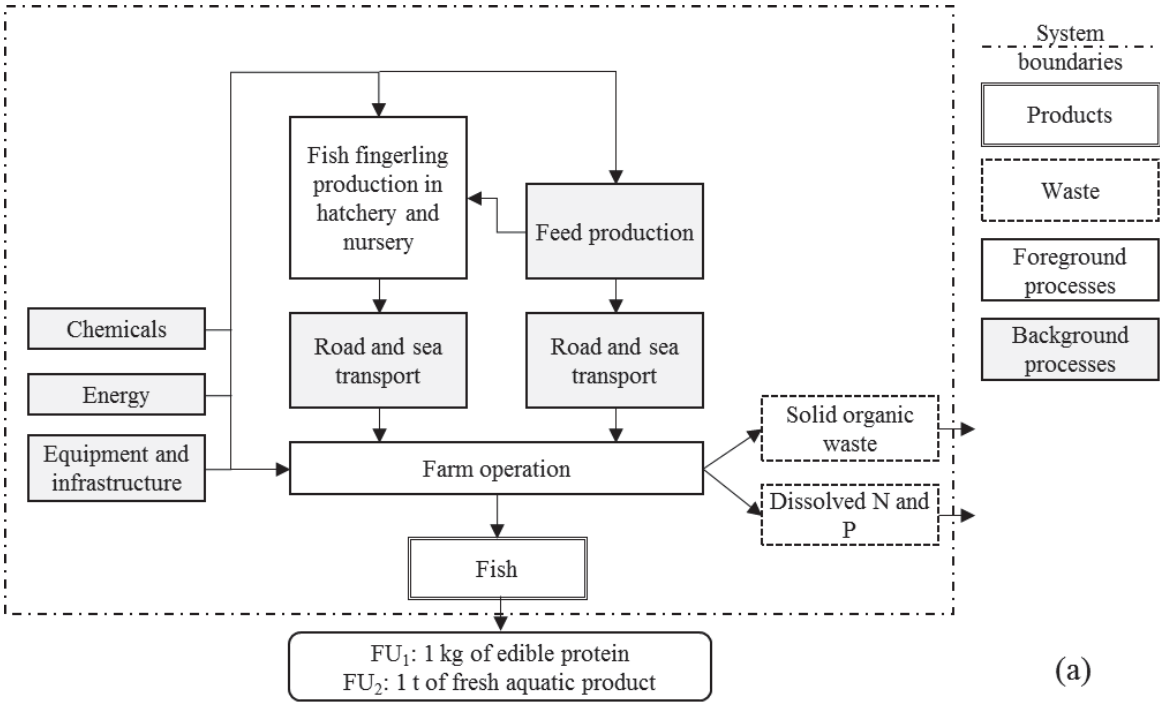
The finfish monoculture system described a scenario of a semi-industrial red-drum farm with floating sea cages located on Mayotte Island, Indian Ocean (see Chary et al., 2019). In routine operations, the farm produces 299 t of fresh finfish per year at a low stocking density (max. 20 kg/m^3). Culture cycles are 20 months long with progressive harvests from month 13. Harvested products range from portion-size to 3000 g per individual. No chemotherapeutant (e.g. antibiotics) are used during finfish production. Fingerlings (individual weight of 6 g) are produced and transported by truck in plastic bags from a hatchery on Mayotte. Five cohorts of 34 500 fingerlings (950 kg yr^{-1}) are introduced per year. Farm cages are composed of rectangular polyethylene netting arranged in 6 units of 2500 m^3 and 4 units of 500 m^3, yielding a total cage area of 1372 m^2. Farm productivity per cage area is therefore ca. 218 kg finfish m^{-2} yr^{-1}. Land-based facilities consist of one main building for finfish processing and several shipping containers used to stock feed and materials. Feed consists of commercial pressed pellets produced on La Reunion Island and imported to the farm by sea shipping. The feed-conversion ratio (FCR), i.e. the quantity of feed (kg DW) needed per kg of animal weight gain (kg WW), was estimated with FINS farm-scale model as 1.91 in the farm scenario studied here, according to the values reported for this species on tropical sea-cage farms (1.85 in Martinique Island) (Falguière, 2011).

2.2.2 Assumptions and data sources for the monoculture

LCI data for the finfish system were obtained from data provided by a previous study (Chary et al., 2019) and surveys conducted on Mayotte and La Reunion Islands with managers of existing finfish farms, a hatchery and a feed mill company (Nutrima). LCI data for the finfish hatchery were collected in 2016 through surveys at Eclosia, a hatchery producing red drum fingerlings on La Reunion, since the hatchery on Mayotte closed for economic reasons. The technologies used at Eclosia and their associated yields were representative of those at the hatchery on Mayotte; therefore, we assumed that fingerlings were produced on Mayotte.

Data on farm infrastructure and equipment, energy and input consumption were obtained from finfish farm managers in 2016. We had access to the finfish farm' historical datasets, from which detailed data were obtained, allowing the variation in consumption (e.g. fuel, electricity) relative to farm production to be estimated.

Annual production data (i.e. feed inputs and finfish harvest volumes) were taken from farm simulations under routine conditions with the FINS farm-scale model (Chary et al., 2019). FINS is a simple model combining farm production and waste emission modules to simulate farm production, feed requirements and waste discharge for finfish sea-cage systems. FINS includes several submodels (e.g. individual growth model, mass balance model), which were parametrized for red drum. The edible protein content in fresh red drum biomass was set to 10.2% based on a filet yield of 45% and a protein content in filet of 22.6% (Falguière, 2011). Feed intake was calculated for 5 pellet types with relatively similar proximal composition (~50% protein, ~14% lipids, 16% carbohydrate, 10% fiber, 1.5% phosphorus (P)) but differing in diameter (2.2, 3.2, 4.5, 6.0 and 9.0 mm) and ingredient mix. Data on the ingredient mix were provided by a commercial feed-mill manager in La Reunion (data not shown due to confidentiality).


System boundaries
Products
Waste
Foreground processes
Background processes
Fish fingerling production in hatchery and nursery
Feed production
Chemicals
Energy
Equipment and infrastructure
Road and sea transport
Road and sea transport
Farm operation
Solid organic waste
Dissolved N and P
Fish
FU1: 1 kg of edible protein
FU2: 1 t of fresh aquatic product

(a)

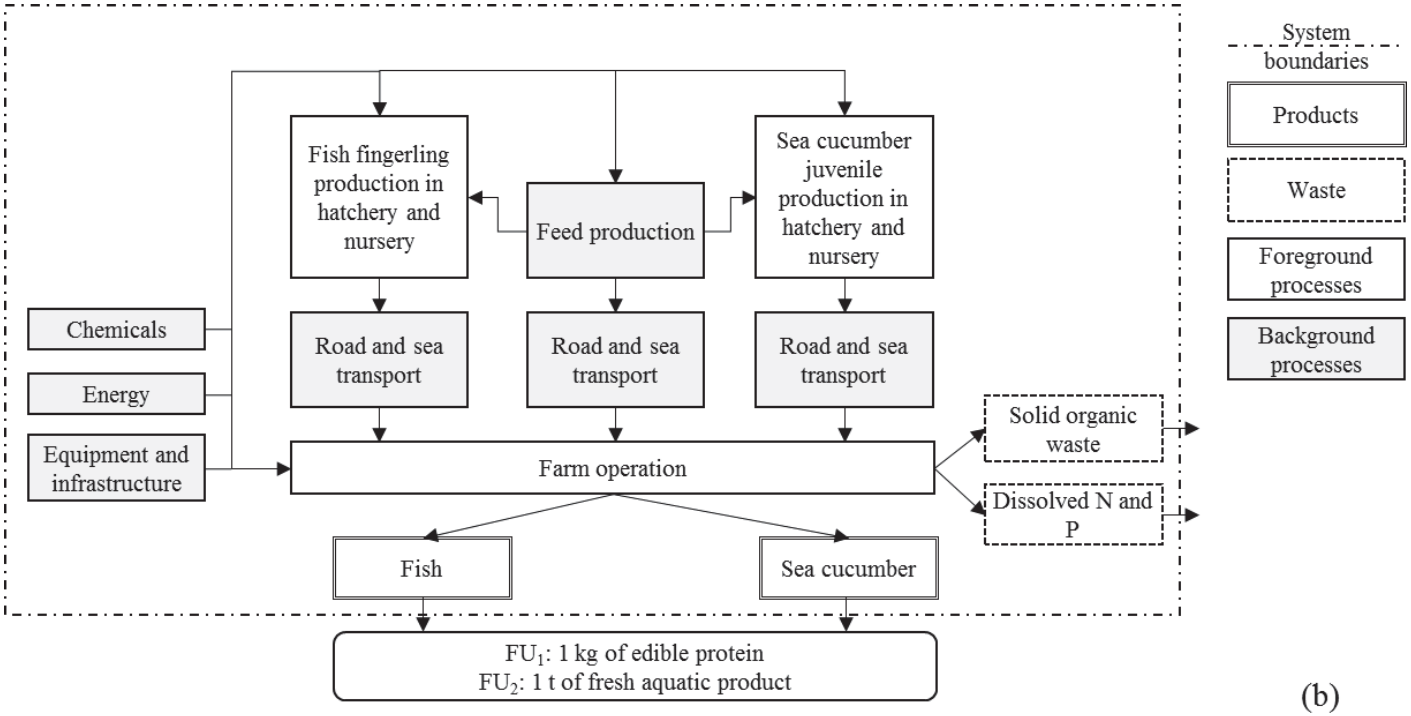


Figure IV.1. Processes within the boundaries of (a) the monoculture system and (b) the integrated multi-trophic aquaculture system. Environmental impacts are calculated for whole-farm production for two functional units (FU): 1 kg of edible protein and 1 t of fresh aquatic product.

2.2.3 *Sea cucumber system assumptions and data sources*

LCI data for sea cucumbers were taken from model simulations, literature reviews and expert knowledge. LCI data for the sea cucumber hatchery were collected from literature on the *H. scabra* hatchery in southwestern Madagascar (Eeckhaut et al., 2008; Lavitra et al., 2010a) and from expert reports of a project for a commercial-scale hatchery on Mayotte (Cabinet Gressard consultants et al., 2013), supplemented with hatchery experience in New Caledonia (Agudo, 2006). Design of the sea cucumber rearing structure is still relatively unknown for suspended co-culture with finfish, particularly for systems at large commercial scales (Zamora et al., 2018). Therefore, data on the rearing structure were based on the current technology used at the pilot scale in previous finfish-sea cucumber IMTA studies (Hannah et al., 2013; Yokoyama, 2013). The sea cucumber rearing system consists of circular cage nets (diameter 2 m, height 40 cm) suspended ~3 m directly below the bottom of the finfish net pens and attached to the existing finfish cage mooring system with ropes (see Fig. 1b in Yokoyama 2013). Sea cucumber cages were composed of metal frames and covered with nylon mesh net. Similarly, to the design used by Hannah et al. (2013) and Yokoyama (2013) we did not consider sand substrate in the cages. However, sand can be a necessary material for feeding (Robinson et al., 2013; Watanabe et al., 2012), burrowing, and wellbeing of sea cucumbers (Battaglene and Bell, 2004; Mercier et al., 1999). Due to its direct proximity to the particulate source, we assume that the sea cucumber system retains 100% of finfish feces loads and that they are homogenously available to the sea cucumbers. The areas of sea cucumber culture and the finfish farm (i.e. total bottom cage area) are identical, i.e. 1372 m², corresponding to 437 cage units adjacent to each other. During the grow-out period, sea cucumbers are assumed to feed exclusively on finfish feces coming from the finfish cages, so no extra feed was considered. Management of sea cucumber culture consists of one cohort of individuals released in cages at a weight of 10 g (Battaglene et al., 1999; Lavitra et al., 2010b; Purcell and Simutoga, 2008) and harvested at one time, after a 12 month culture cycle. Juvenile sea cucumbers were assumed to be produced on Mayotte and transported to the farm by truck. A single 12 month culture cycle was chosen instead of several shorter cycles in order to maximize profits, because the retail price of *H. scabra* increases exponentially with its size (Purcell, 2014; Purcell et al., 2018). Annual production and waste emissions data were estimated for sea cucumbers by integrating an individual bioenergetic model into a population dynamics framework (see section 2.2.4).

Sea cucumbers must be processed to obtain a dry cooked commercial product called “bêche-de-mer”. The processing yields from fresh animal to bêche-de-mer are assumed to be 7.5% (Lavitra et al., 2008). The protein content in the final product is 51.2% (Average from Ozer et al., 2004) giving an edible protein content in fresh sea cucumbers of 3.8%. Processing stages into bêche-de-mer were not included in the LCA system boundaries.

2.2.4 Individual bioenergetic model and population model for the sea cucumber

The ecophysiology of sea cucumbers was simulated from seeding to harvest at a daily time step with the Dynamic Energy Budget (DEB) model (Kooijman, 2000). The model's differential equations were solved with a Runge-Kutta integration method using the deSolve (Soetaert et al., 2010) package in R (R Core Team, 2018). DEB models quantify the rates of energy ingestion, assimilation and use as a function of the organism, temperature and food availability (van der Meer, 2006). DEB parameters for *H. scabra* (version 2017/09/15) were obtained from the "Add my Pet" database (Marques et al., 2018) except for assimilation efficiency, which was calculated specifically for animals fed on finfish feces. The food availability index (f) ranges from 0-1, representing respectively an absence of food and saturated feeding (i.e. *ad libitum*) conditions. We set f = 1 and verified that food supply at the cohort level remained non-limiting during sea cucumber grow-out. Maintaining food availability at its maximum causes the model to predict maximum theoretical growth for the farmed animals at a given temperature. This is not likely in practice, due to the many environmental pressures affecting animals' life cycles (biology), but it allows the maximum mitigation capacity to be predicted, which accords with the goal of this study. Energy from ingested finfish feces (IFF) was converted into mass using gross energy density coefficients of red drum feces (Table IV.B.1, Appendix IV.B).

Uptake of solid particulate matter from sea cucumber ingestion and the associated solid and dissolved emissions were estimated using DEB. Sea cucumber fecal emissions (i.e. undigested finfish feces (UFF)) were estimated by DEB using an assimilation efficiency parameter (κ_X), which is the ratio of assimilated energy to ingested energy. In this study, we estimated κ_X for *H. scabra* feeding on finfish feces as 45.36% (Table IV.B.2, Appendix IV.B), since the value of 80% in the "Add my Pet" database was a default value used for a generalized animal and obtained from estimates for a wide variety of species (Kooijman, 2010). See the Appendix IV.B for the method used to estimate κ_X. Dissolved emissions are derived from two distinct mechanisms in DEB. The N:P stoichiometry in the animal is assumed to remain constant over time. Assimilated nutrients that are not retained in biomass gain are therefore excreted to maintain this constant stoichiometry. Thus, N or P are excreted depending on the balance between the stoichiometry of the assimilated feed and that of the animal. The energy used for maintenance, growth and gonad formation can be translated into $N\text{-}NH_4^+$ and $P\text{-}PO_4^{3-}$ fluxes using conversion factors. See the Appendix IV.B for full details of the equations and parameters used in DEB to estimate dissolved emissions.

On-farm sea cucumber biomass dynamics were calculated by multiplying the number of individuals by the individual weight predicted by DEB. The population dynamics model of sea cucumber represents (i) initial seeding (initial condition), (ii) culture-harvesting strategies, (iii) natural mortality and (iv) culture losses (e.g. poaching, predation). Natural mortality and culture losses were respectively set

linearly at 0.055% d^{-1} (20% per year) and 0.014% d^{-1} (5% per year) (Robinson and Pascal, 2011; Watanabe et al., 2015), and the harvesting rate equaled 0, except on day 365, when all biomass was harvested. An initial seeding density of 36 g m^{-2} (5000 individuals, i.e. 3.6 ind m^{-2}) was calculated to achieve a maximum critical stocking density of 2000 g m^{-2} during the culture cycle. Since maximum stocking density is reached at the end of the culture cycle, it also corresponds to the system's productivity.

2.2.5 Grow-out emissions from monoculture and IMTA

There is direct interaction between finfish and sea cucumber systems in the IMTA system, since sea cucumbers are assumed to feed solely on finfish feces for growth and thus to retain solid nutrients that would be otherwise released into the marine environment. In this study, on-farm metabolic emissions due to finfish and sea cucumber growth focused on N and P because of their accountability in LCA impact categories such as eutrophication (EU) and their potential to cause environmental damage in aquatic environments. In this case, P emissions are of particular importance because they usually limit primary productivity in tropical oligotrophic environments such as the Mayotte lagoon (Howarth, 1988; Jessen et al., 2015). We also estimated theoretical oxygen demand (ThOD), i.e. the amount of oxygen required to oxidize solid organic waste, since it is also accountable in the EU impact category (Papatryphon et al., 2004). ThOD was calculated based on the chemical oxygen demand of each macronutrient (i.e. protein, carbohydrates, lipids, fiber and ash) in uneaten feed, finfish feces and sea cucumber feces (Kim et al., 2000).

In the finfish monoculture, solid organic particulate waste (i.e. uneaten feed and feces) and dissolved inorganic emissions to the sea were estimated previously for a routine year of production (Chary et al., 2019). The annual solid waste load from the red drum farm was 120 454 kg of feces (including 2867 kg N and 2240 kg P) and 29 474 kg of uneaten feed (including 2428 kg N and 383 kg P). Annual dissolved emissions equaled 33 198 kg N-NH_4 and 2266 kg P-PO_4. ThOD coefficients for uneaten feed and finfish feces were respectively 1.249 and 0.854 kg O_2 per kg.

In the sea cucumber LCI, net N emissions, net solid and dissolved P emissions and net ThOD were calculated as solid and dissolved emissions from sea cucumber growth minus avoided emissions associated with IFF. ThOD coefficients for sea cucumber feces were estimated as 0.764 kg O_2 per kg.

2.2.6 Inputs imported to Mayotte

On Mayotte, most economic inputs used on the farm are imported from La Reunion or France. Therefore, most processes were adapted to include sea transport (1700 km from La Reunion and 9800

km from France) by transoceanic ship from the closest trading ports, and land transport (30 km) by truck from the port to the farm facilities. Fuels were assumed to be imported from Singapore (7000 km).

2.3 Environmental performance assessment

2.3.1 Bioremediation performances

Bioremediation performances of sea cucumber culture were estimated using five indices (Table IV.1). The solid processing rate (kg solid m^{-2} yr^{-1}) represents the ability of sea cucumbers to ingest and process fish feces in time and space. The net solid uptake rate (kg solid m^{-2} yr^{-1}) represents the mass balance of net solids of sea cucumbers and equals IFF minus UFF. These two indices assume that finfish and sea cucumber feces have the same impact. Waste extraction efficiency (in %) is the net reduction in solid waste (feces only) of the IMTA system compared to the annual solid waste load of finfish monoculture. The biomass culture ratio (kg:kg) (Reid et al., 2018) is the biomass of co-cultured species required to reach a waste extraction efficiency of 100% (i.e. to retain the annual solid waste load of the finfish unit in sea cucumber biomass). It is important to note that a waste extraction efficiency of 100% does not mean that the IMTA system has zero waste, since the sea cucumber culture also generates solid waste. The culture area ratio (m^2:m^2) is the sea cucumber culture area necessary to extract 100% of feces released per unit of finfish culture area.

Table IV.1. Indices used to quantify bioremediation performances of sea cucumbers co-cultured with finfish in an open water integrated multi-trophic aquaculture system. IFF and UFF are respectively cumulative ingested finfish feces and undigested finfish feces by the sea cucumber cohort over the 12-month culture-cycle simulation. WW and DW refer respectively to wet and dry weight.

Index	Equation	Variable description and units
Solid processing rate (SP)	$\frac{IFF}{Sea\ cucumber\ culture\ area}$	SM: kg solid m^{-2} yr^{-1} IFF: kg DW yr^{-1}
Net solid uptake rate (NSU)	$\frac{IFF\ -UFF}{Sea\ cucumber\ culture\ area}$	NSU: kg solid m^{-2} yr^{-1} UFF: kg DW yr^{-1}
Waste extraction efficiency (WEE)	$\frac{IFF-UFF}{Annual\ fish\ feces\ load} \times 100$	WEE: % Annual finfish feces load: kg DW yr^{-1}
Biomass culture ratio (BC)	$\frac{Annual\ fish\ feces\ load\ \times Sea\ cucumber\ production}{(IFF-UFF)\ \times Fish\ production}$	BC: kg:kg Finfish production: kg WW yr^{-1} Sea cucumber production: kg WW yr^{-1}
Culture area ratio (CS)	$BC\ \times \frac{Fish\ cage\ productivity}{Sea\ cucumber\ cage\ productivity}$	CS: m^2:m^2 Finfish cage productivity: kg m^{-2} yr^{-1} Sea cucumber cage productivity: kg m^{-2} yr^{-1}

2.3.2 Life cycle impact assessment and uncertainties

Six impact categories were selected for the LCIA: climate change potential (CC), acidification potential (AC), eutrophication potential (EU), cumulative energy demand (CED), land use (LU) and net primary production use (NPPU). These categories were chosen for their relevance to the known principal impacts of aquaculture systems and to enable comparison with previous seafood LCA studies (Bohnes and Laurent, 2019; Pelletier et al., 2007). CC (kg CO_2 eq.) quantifies impact of the production of GHG emissions. AC (g SO_2 eq.) represents damage to ecosystems caused by changes in the acidity of water and soil environments that receive pollutants. EU (g PO_4 eq.) represents impacts on aquatic and terrestrial ecosystems due to over-enrichment in nutrients, resulting in an increase in primary and secondary production, the potential for algal blooms and oxygen depletion in the environment. CED (MJ) includes all energy resources used (e.g. fuel, heating, electricity, gas) in the system and was calculated using the Cumulative Energy Demand method v.1.09 (Frischknecht et al., 2004). LU (m^2y) represents the temporary terrestrial ground area used. NPPU (kg C) represents the trophic level estimated from the amount of C from primary production (obtained by photosynthesis) used by the cultured species. Higher NPPU means a higher trophic level. NPPU was quantified according to Papatryphon et al., (2004). For crop-based feed ingredients, NPPU was calculated according to the C content in the harvested part of the crop using its proximate composition and stoichiometric conversion factors for carbohydrate, protein and lipid fractions (Papatryphon et al., 2004). Proximate compositions of crop-based ingredients were taken from Sauvant et al. (2004). For fishery-derived feed ingredients, we used the values calculated by Papatryphon et al. (2004) for Peruvian fisheries products. CC, AP, EP, and LU were calculated according to the CML-2 Baseline 2000 V2.0 method.

It is important to include uncertainty analysis in comparative LCAs, since deterministic results that do not include significance information can lead to oversimplified conclusions (Mendoza Beltran et al., 2018), especially in ex-ante analysis. Uncertainties due to unrepresentativeness (i.e. degree of reliability, completeness, temporal correlation, geographical correlation, technological correlation and sample size) of foreground processes were estimated with the Numerical Unit Spread Assessment Pedigree following the method of Henriksson et al. (2014) and included in the LCI of the monoculture and the IMTA. We simulated 1000 Monte Carlo runs to propagate these uncertainties to the LCIA results per impact category, as commonly done in LCA uncertainty analysis (Avadí and Fréon, 2013). A paired t-test was used to determine statistical significance of the systems' difference in environmental impacts. The null hypothesis in the t-test was that IMTA and monoculture systems have equal environmental impacts per functional unit.

3 RESULTS

3.1 Sea cucumber: model predictions at individual and system levels

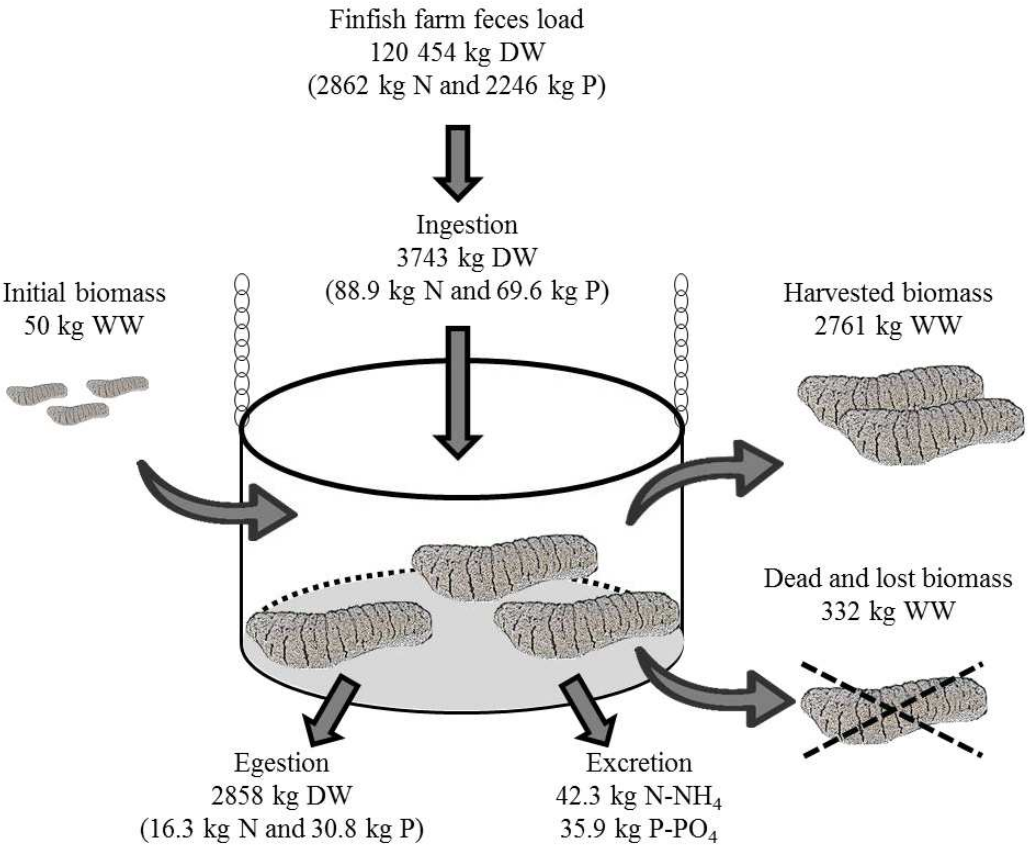
The *H. scabra* DEB model with the fixed f-value of 1 predicted that 10 g juveniles (length = 8 cm) cultured at a water temperature of 25.2-29.6°C (mean = 27.8°C) with ad libitum feeding would grow into 709 g wet weight (WW) (i.e. 103 g DW, 33 cm long) market-size individuals over 365 days. Cumulative ingestion was estimated as 879 g, of which 671 g were not assimilated and egested as feces. FCR was high (8.64). Individual dissolved inorganic excretions were 10.0 g of N-NH_4 and 25.9 g of P-PO_4. These individual results were extrapolated at cohort level to estimate sea cucumber biomass production and emissions in the IMTA system.

Figure IV.2 shows biomass and waste fluxes in the sea cucumber system and Table IV.2 summarizes biomass and emission outputs in the monoculture and IMTA. The number of sea cucumber decreased from 5000 to 3894 individuals, providing a potential harvest of ca. 2.8 t (i.e. 106 kg of edible protein) per 12-month cycle for a culture area of 1372 m². The addition of sea cucumber to create the IMTA increased total aquatic production by 0.92% and edible protein production by 0.34% (Table IV.2). Net on-farm nutrient emissions of sea cucumbers were -30.5 kg N (-72.8 kg solid and 42.3 kg dissolved), -2.8 kg P (-38.8 kg solid and 36.0 kg dissolved).

Figure IV.2 also presents sea cucumber bioremediation performances when co-cultured with finfish in the IMTA system. IFF by sea cucumbers (3743 kg solid yr^{-1}), represented 3.1% of the annual finfish feces load in monoculture (120 454 kg solid yr^{-1}) and a SP of 2728 kg solid m^{-2} yr^{-1}. When including sea cucumber fecal egestion (UFF = 2858 kg solid yr^{-1}), NSU was 0.645 kg solid m^{-2} yr^{-1}, and the WEE of the sea cucumber in IMTA was 0.73%. In the IMTA system, the farm solid waste load was reduced by 885 kg solid yr^{-1} (IFF-UFF), i.e. 320.6 kg solid per t of sea cucumber produced. As a consequence, a 376 t production of sea cucumber is necessary to extract 120 454 kg solid yr^{-1}, i.e. 1.26 times (BC = 1.3:1) the finfish production (298.6 t yr^{-1}). Considering the productivity of sea cucumber (2 kg m^{-2} cages yr^{-1}, see section 2.2.4), this sea cucumber production requires a culture surface of ca. 187 860 m² to reach 100% extraction, i.e. 137 times the culture area of the finfish (CS = 137:1).

Table IV.2. Production and net on-farm emissions in the monoculture and IMTA systems.

	Unit	Monoculture	IMTA
Production			
Finfish production	t yr^{-1}	298.578	298.578
Sea cucumber production	t yr^{-1}	0	2.761
Total production	t yr^{-1}	298.578	301.339
Total edible protein	t yr^{-1}	30.455	30.560
On-farm emissions			
Finfish feces	kg yr^{-1}	120 454	116 711
Sea cucumber feces	kg yr^{-1}	0	2 858
Uneaten feed	kg yr^{-1}	29 474	29 474
Net N, solid	kg yr^{-1}	5 295	5 222
Net N, dissolved	kg yr^{-1}	33 198	33 240
Net P, solid	kg yr^{-1}	2 623	2 584
Net P, dissolved	kg yr^{-1}	2 666	2 702
Theoretical oxygen demand	kg yr^{-1}	139 721	138 708



Index	Value	Unit
Solid processing rate	2.728	kg solids m^{-2} yr^{-1}
Net solid uptake rate	0.645	kg solids m^{-2} yr^{-1}
Waste extraction efficiency	0.73	%
Biomass culture ratio	1.3:1	kg sea cucumber:kg finfish
Culture area ratio	136:1	m² sea cucumber cage: m² finfish cage

Figure IV.2. Annual flux of biomass and waste in the sea cucumber system and its bioremediation performances when co-cultured beneath finfish cages in an integrated multi-trophic aquaculture system. Figures are given for the simulated growth of an initial population of 5 000 individuals cultured on an area of 1 372 m². DW = dry weight, WW = wet weight.

3.2 LCA results

The monoculture and IMTA systems ranged 863-871 m²y, 9533-9599 kg C, 64 693-64967 MJ, 122.7-124.2 kg PO_4 eq., 17.65 kg SO_2 eq., 2 332 kg CO_2 eq. per t of fresh aquatic product respectively for LU, NPPU, CED, EU, AC, CC (Figure IV.3). The contribution of the production components to the monoculture and IMTA environmental impacts per kg of edible protein (FU_1) is summarized in Table IV.3. The same trends were observed in contributions per t of fresh aquatic product (FU_2) (data not shown). The contribution analysis showed few differences in the distribution of impacts between both systems. Feed production was the main contributor, with 73-99% of the impact for all categories except EU. Animal by-products (fish meal and fish oil) contributed most to CC and NPPU, while crop-based products contributed most to AC, CED and LU. Farm operation contributed most (92%) to EU of the monoculture and IMTA systems due to on-farm N and P emissions. In the IMTA system, net emissions from sea cucumbers reduced EU by 0.12% due to the emissions avoided by ingesting finfish feces. The ThOD from solid emissions contributed to ca. 9% of EU in both systems. Energy production was the second largest contributor (ca. 12-17%) to CC and AC due mainly to emissions of greenhouse gases (GHGs) and other gases (NO_x, SO_2, NH_3) from petroleum-based electricity production on Mayotte. Fingerling production and juvenile sea cucumber production contributed little (< 4% and < 0.5% of total impacts, respectively), regardless of impact category. The contribution of fingerling production to CC, AC and CED were related mainly to energy use in the hatcheries, while its contribution to NPPU and LU were due to the feed used to maintain breeders.

Overall, the uncertainties in the LCIA results were largely higher (3-9% of the mean value, depending on impact category, Figure IV.3) than the differences in impact observed between monoculture and IMTA. The IMTA system performed better than the monoculture system for EU, NPPU and LU for both functional units. Differences in impact of aquatic products per kg of edible protein were largest for CC and EU, with a 0.8% increase and 0.6% decrease in IMTA compared to the monoculture system, respectively, while per t of fresh aquatic product, EU decreased by 1.2% in IMTA (Table IV.4). Despite the high uncertainties, LCA results differed significantly ($p < 0.05$) between the two scenarios, except for LU per kg of edible protein and AC per t of fresh aquatic product.

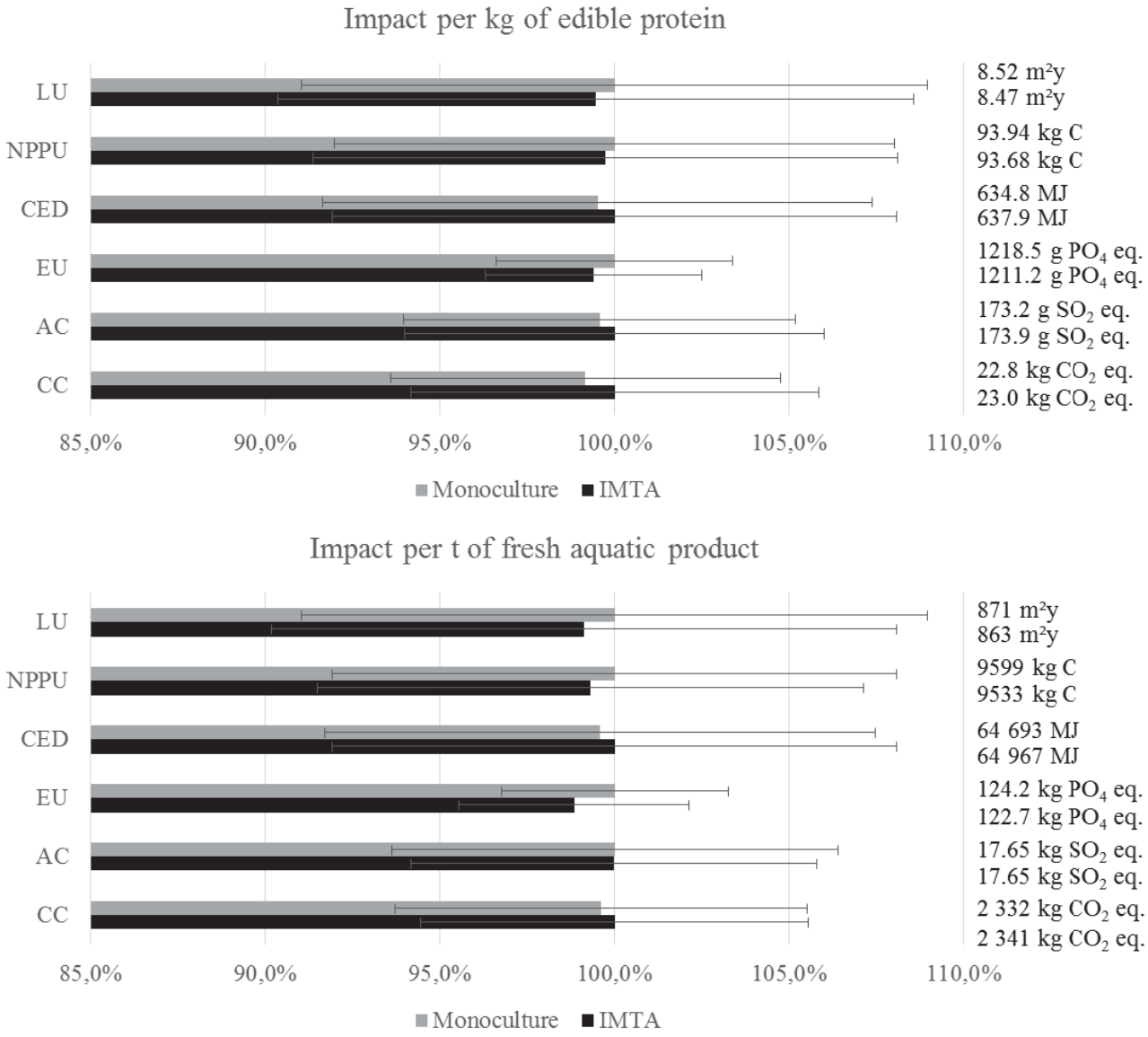


Figure IV.3. Mean LCA impacts of the fish monoculture and fish/sea cucumber integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) systems (scaled to the largest value per category) expressed per kg of edible protein and per t of fresh aquatic product. Error bars represent 1 standard error calculated from 1000 Monte Carlo simulations. CC: Climate change; AC: Acidification potential; EU: Eutrophication potential: CED: Cumulative energy demand; NPPU: Net primary production use; LU: Land use.

Table IV.3. Life cycle impact assessment results per 1 kg of edible protein in a red drum monoculture scenario (Mono) and in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) scenario co-culturing red drum and the sea cucumber *H. scabra*. Contribution to the total impact per production component is given in percentage, while mean total impact, calculated from 1000 Monte Carlo runs, is given in absolute value.

Impact	Scenario	Finfish-feed production	Fingerling production	Juvenile sea cucumber production	Equipment and infrastructure	Energy	Chemicals	Farm operation	Mean total per kg of edible protein
Climate change (kg CO_2 eq.)	Mono	76.2	3.2	-	7.4	12.2	0.0	1.1	22.8
	IMTA	75.4	3.1	0.3	8.3	12.1	0.0	1.1	23.0
Acidification (g SO_2 eq.)	Mono	74.2	3.2	-	5.2	16.6	0.0	0.9	173.2
	IMTA	73.5	3.2	0.3	5.9	16.5	0.0	0.9	173.9
Eutrophication (g PO_4 eq.)	Mono	7.0	0.2	-	0.2	0.2	0.0	92.4	1218.5
	IMTA	7.0	0.2	0.0	0.2	0.2	0.0	92.4	1211.2
Cumulative energy demand (MJ)	Mono	97.2	1.5	-	0.9	0.3	0.0	0.1	280.1
	IMTA	97.1	1.5	0.0	1.0	0.3	0.0	0.1	278.8
Net primary production use (kg C)	Mono	98.7	1.3	-	0.0	0.0	0.0	0.0	93.9
	IMTA	98.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	93.7
Land use (m^2y)	Mono	94.4	2.9	-	2.3	0.2	0.0	0.1	8.5
	IMTA	94.3	2.9	0.3	2.5	0.2	0.0	0.1	8.5

Table IV.4. Life Cycle Impact Assessment results of a red drum monoculture (Mono) scenario and an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) scenario co-culturing red drum and the sea cucumber *H. scabra*, with uncertainty assessed from 1000 Monte Carlo runs. The null hypothesis in the t-test is that both systems have equal environmental impacts per functional unit.

	Impact per kg of edible protein			Impact per t of harvested product		
Impact category	Ranking	Percentage difference	Paired t-test	Ranking	Percentage difference	Paired t test
Climate change	IMTA > Mono	0.8	$p < 0.05$	IMTA > Mono	0.4	$p < 0.05$
Acidification	IMTA > Mono	0.4	$p < 0.05$	IMTA > Mono	0.0	$p > 0.05$
Eutrophication	Mono > IMTA	0.6	$p < 0.05$	Mono > IMTA	1.2	$p < 0.05$
Cumulative energy demand	IMTA > Mono	0.5	$p < 0.05$	IMTA > Mono	0.4	$p < 0.05$
Net primary production use	Mono > IMTA	0.3	$p < 0.05$	Mono > IMTA	0.7	$p < 0.05$
Land use	Mono > IMTA	0.5	$p > 0.05$	Mono > IMTA	0.9	$p < 0.05$

4 DISCUSSION

We discuss the mitigation potential of the IMTA system in terms of i) the bioremediation efficiency of sea cucumber system co-cultured with finfish and ii) comparison of the impacts of the finfish monoculture and IMTA systems estimated by LCA. Perspectives are then discussed for decreasing the benthic impact of the IMTA and overall life-cycle impacts.

4.1 Sea cucumber bioremediation potential

The first important steps to estimate the mitigation potential of organic extractive culture in an IMTA system are to quantify its ingestion capacities and estimate the balance between solid uptake and particulate emissions of the extractive species. The individual annual feed energy requirement for *H. scabra* at its maximum growth potential (f-value = 1 in DEB) was equivalent to the energy contained in 0.879 kg of finfish feces, which is its theoretical ingestion capacity. This ingestion rate is much lower than the range of 9-82 kg sediment yr^{-1} observed for sea cucumbers feeding in the wild (Purcell et al., 2016) because of the much higher energy content in fish feces. However, our estimates lie within the range of values obtained for sea cucumbers fed with finfish waste, i.e. about 1 kg solids yr^{-1} for *Holothuria forskalli* and 5 kg solids yr^{-1} for *Parastichopus californicus* (Cubillo et al., 2016; MacDonald et al., 2013). At the farm scale, the solid processing rate of sea cucumbers appears negligible compared to that of other organic extractive species. For instance, we back-estimated fish feces ingestion rates from mussel lines based on pseudo-feces egestion rates (maximum at 6735 g m^{-2} d^{-1}), digestibility of fish feces and seston (respectively 86% and 46%) and their respective percentage in the material ingested by the mussels (maximum 30% of fish feces, and thus 70% of seston) provided by Cranford et al. (2013). The value estimated (793 kg fish feces m^{-2} yr^{-1}) is ca. 290 times as high as that calculated for sea cucumbers (Figure IV.2). When compared to the net solid uptake, however, conclusions are less straightforward. Mussels also capture suspended ambient seston (non-settling particles) and transform it into pseudo-feces (settling particles), which can lead to no gain in net organic loading (Filgueira et al., 2017). To this extent, sea cucumber showed a low but positive net solid uptake, demonstrating its interest for bioremediation.

The waste extraction efficiency of sea cucumbers was low, and expecting a high removal of fish feces may be impractical at a commercial scale. In the conditions simulated, sea cucumber culture can remove 0.73% of the annual finfish farm feces load. Significant change in the production system would be necessary to reach 100% extraction, starting with more balanced production between sea cucumbers and finfish (1.3:1). In such a system, the frontier between primary and secondary species is less clear and would require large changes in the farmer's practices and skill sets, but also in the overall farm design. Given the culture area ratio (136:1) needed to reduce fish feces emissions to zero, the licensed surface area would have to be increased greatly because of limits to the stocking density of sea cucumber

culture. Stocking density has been mentioned as a limitation of IMTA systems that add sea cucumber (Purcell et al., 2012; Watanabe et al., 2015), mussels (Cranford et al., 2013) and seaweed to existing finfish monoculture for bioremediation. For seaweed, previous studies suggested that 0.07-0.28 ha t^{-1} of finfish standing stock were necessary to remove all excess dissolved N associated with a commercial finfish farm (see Table 2 in Reid et al., 2013) because of its need to access large amounts of solar radiation at the ocean surface. For the finfish monoculture assessed here (mean = 218 t of finfish biomass stock in routine production), it would represent a culture area ratio of 111:1 to 444:1. Thus, sea cucumber may require less area than seaweed to recover nutrients, but since they do not occupy the same trophic niche, comparisons are debatable. Aiming to achieve 100% bioremediation seems unrealistic in open-water IMTA systems regardless of the tropic niche considered and it is not necessarily a relevant goal for the farm; nonetheless, estimating the biomass and culture area of extractive organisms required for this purpose is a way to better design and scale future IMTA systems.

Compared to previous modeling studies combining finfish and sea cucumber species in an IMTA system, we included the limit to stocking density of sea cucumber when assessing the IMTA system's biomitigation potential. Maximum stocking density was limited to 2000 g m^{-2}, according to many experiments that showed a large effect of stocking density on sea cucumber growth (Battaglene et al., 1999; Hannah et al., 2013; Lavitra et al., 2010b; Li and Li, 2010; Pitt and Duy, 2004) and better growth performances at low densities (Slater and Carton, 2007; Yokoyama, 2013; Yu et al., 2014). Setting the maximum stocking density as a function of an organism's characteristics and its rearing constraints offers realistic insight into the bioremediation potential of sea cucumber in co-culture. Studies have demonstrated that beyond a critical density, sea cucumber growth decreased or stopped because of increased competition for resources, such as food and space. Critical density ranged from 200-400 g m^{-2} for *H. scabra* culture in sea cages or pens under natural conditions, i.e. without any added food source (Juinio-Meñez et al., 2014; Namukose et al., 2016; Purcell and Simutoga, 2008). In contrast, *H. scabra* juveniles fed on particulate waste from a commercial land-based abalone aquaculture system grew well at a density of 1000 g m^{-2} with starch-amended effluent (Robinson et al., 2019), confirming that food availability and quality are critical factors regulating sea cucumber growth (Ren et al., 2010; Y. Ren et al., 2012). Higher stocking densities that did not inhibit sea cucumber growth were reported for *Parastichopous californicus* cultivated in suspended cages under sable fish (*Anoplopoma fimbria*) cages, with optimal densities of 1400-2300 g m^{-2} (Hannah et al., 2013). Some authors argued that, in IMTA, optimal densities for sea cucumber growth may not correspond to those that maximize bioremediation (Hannah et al., 2013; Namukose et al., 2016; Zamora et al., 2018), and that the latter could be higher if particulate bioremediation is the primary aim of the co-culture. This may be true to some extent; nonetheless, given the current state of knowledge, it is difficult to believe that sea cucumber culture can greatly exceed the density limit of a few kg per m^2. Finding the densities that optimize sea cucumber production or remediation potential is an important area of research for the

future. Such practical limits to culture must be acknowledged to consider the degree to which sea cucumber and other species can extract solid waste from commercial finfish aquaculture.

The waste mitigation potential of sea cucumbers may not be sufficient to significantly reduce environmental effects of solid waste deposition on the seabed, and additional analyses are necessary to fully assess local ecological effects of IMTA systems. Compared to the deposition rates usually observed under finfish farms, the net solid uptake of sea cucumber (0.645 kg m^{-2} yr^{-1}) is likely too low to change the ecological status of the sediment in the seabed. On red drum farms (including the monoculture assessed here; see Chary et al. (in preparation), like on other finfish farms (Keeley et al., 2013; Riera et al., 2017), peak deposition rates can range from 15-50 kg solid m^{-2} yr^{-1} at sites of concentration. At these sites, adding sea cucumber under fish nets may not reduce waste fluxes significantly, and the impact, as a detectable change in sediment status, may occur from 0.5 kg solid m^{-2} yr^{-1} (Chamberlain and Stucchi, 2007; Cromey et al., 2012, 2002; Findlay and Watling, 1997; Hargrave, 1994). However, we measured solid uptake of sea cucumbers below finfish cages and not on the seabed. Therefore, several important factors not included in this study will influence dispersion of finfish and sea cucumber solid waste in the water column and the degree of benthic impact. For instance, the spatial arrangement and design of suspended sea cucumber culture may influence local hydrodynamics (Zamora et al., 2018) by decreasing current velocities and reducing waste dispersion. Also, the chemical composition of sea cucumber feces will differ from those of finfish feces by having lower organic content (MacTavish et al., 2012; Neofitou et al., 2019; Paltzat et al., 2008), as will their physical characteristics (density, settling velocities), which are yet to be determined. Although necessary to assess local impacts comprehensively, modeling the benthic effect of the IMTA system, however, lay outside the scope of this study and is a perspective for further research. Also, we did not consider effects of dissolved nutrient waste, which will be higher for farms with sea cucumbers (Purcell, 2004) by ca. 0.1 and 1.4% for dissolved N and P, respectively, according to our results. Upscaling the analysis from local to larger spatial scales is necessary to properly represent their potential eutrophication impact. This is also true to account for other emissions (e.g. GHGs) occurring at the farm and other life-cycle stages and that can have impacts at the global scale. Finally, ending the assessment here would ignore that the IMTA system was also projected to produce additional biomass, which is another aim of IMTA systems. Therefore, to compare environmental performances of monoculture and IMTA systems fully, the analysis must be supplemented with more holistic impact assessment and related to the main functions of both systems, as performed in the LCA.

4.2 LCIA: comparison of monoculture and IMTA

In general, environmental impacts per t of fresh aquatic product were similar to the ranges and main trends of those found in the literature. Contribution analysis revealed that feed production was the main

driver of environmental impact in all impact categories of both systems, except for EU, for which farm operation (specifically finfish emissions) was the main source of impact, as commonly reported in aquaculture LCA reviews (Aubin, 2013; Bohnes et al., 2018; Parker, 2012). For all impact categories except EU, impacts of the monoculture and IMTA systems lay within the interquartile ranges of the results reviewed from 179 aquaculture systems (Bohnes et al., 2018). Our estimate of 123-124 kg PO_4^{3-} eq. (Fig IV.3) largely exceeds the interquartile range of 32-74 kg PO_4^{3-} eq., suggesting that the red drum monoculture and IMTA systems assessed in this study have a higher EU impact than many other seafood systems. Differences in EU were smaller (14-36% higher), however, when compared to other sea-cage systems in Tunisia and Greece (Abdou et al., 2017; Aubin et al., 2009), suggesting that most differences were likely due to the wide variety of systems analyzed and different methodological choices when performing the LCA (Bohnes and Laurent, 2019; Henriksson et al., 2012). Integrating seaweed culture into the IMTA system could address the dissolved nutrient niche (Troell et al., 2003) and reduce the EU impact (Jaeger et al., 2019). Given the domination of feed production in most impact categories, however, most improvement in the environmental performance of both systems studied is expected to come from decreasing the FCR of the finfish culture. Multiple factors influence FCR, including feed composition and digestibility, rearing technology and practices (e.g. computerized feed-management systems), and the species cultured (Pelletier et al., 2009). These factors offer possibilities for improvements that should be considered to decrease the FCR.

The small differences observed between the monoculture and IMTA were due mainly to the unbalanced scales of the main species (i.e. finfish) and the added species (i.e. sea cucumber). In the IMTA system, the additional 3 t of sea cucumbers (and 109 kg of edible protein) represented a minor increase in annual farm production; therefore, finfish production still drove the impacts. Mendoza Beltran et al. (2018) reported and discussed this issue when comparing impacts of a finfish monoculture (240 t) to those of the same farm in an IMTA system with oysters (244 t of aquatic products). They estimated similar differences between the two systems (0.4-1.8% depending on the impact category) and reported that interpretation of their significance depended on the statistical test used, due to the high uncertainty, mainly in the LCI data. We also observed high uncertainties in our LCIA results. The estimated uncertainties were ca. 10 times as high as the differences observed between impacts of the systems, meaning that they cannot be differentiated; thus, both systems had similar impacts. In a recent study, a threshold of 10-30% of difference, based on uncertainties quantified for multiple impact categories (Jolliet et al., 2010) was used to differentiate scenarios in LCA (Guérin-Schneider et al., 2018). According to the statistical analysis, some differences were still significant in our study, but they were probably artifacts caused by the large number of runs performed in the Monte Carlo analysis. Nevertheless, the ranking of IMTA compared to monoculture for each impact category can be considered as a general trend and was confirmed for simulations with higher sea cucumber stocking

densities (results not shown). In any case, these results confirmed the importance of performing uncertainty analysis in comparative LCAs to avoid overly simplistic conclusions.

Compared to the monoculture, the IMTA system tended to decrease EU and NPPU impacts but increase CC and CED. Reducing farm nutrient emissions through solid waste extraction by sea cucumbers was one aim of the IMTA; therefore, the decrease in EU was expected. On-farm production of organisms from a lower trophic level that ingested finfish waste for growth increased system productivity without an additional feed cost. This eco-intensification reduced the overall amount of feed used per unit of biomass produced, which explained the decrease in NPPU. IMTA is therefore an interesting way to use feed nutrients better and to mitigate some of the associated environmental impacts. However, ecological intensification of aquaculture (Aubin et al., 2019), through IMTA, shifted environmental burdens to energy-related global impact categories such as CC and CED. Energy use usually increases with system intensity in aquaculture (Aubin et al., 2006; Ayer and Tyedmers, 2009; Dekamin et al., 2015; Samuel-Fitwi et al., 2012) and is associated with increase in GHG emissions when energy originates from fossil sources (Pelletier et al., 2009). Finding such similarities with "classic" intensification is not surprising since finfish and sea cucumbers have similar life cycles, involving a hatchery stage followed by a grow-out stage in sea cages. Therefore, the increase in CC and CED in the IMTA system can be explained by the addition of new energy-demanding components (e.g. juvenile sea cucumber production) and energy inputs (e.g. on-farm fuel and electricity) related to sea cucumber culture. These components were not visible in the contribution analysis because of the large difference in production scales. Further intensification of this IMTA system by increasing sea cucumber production would therefore probably increase energy dependence of the system and the associated GHG emissions, unless it comes with a "greening" of the global energy system at all stages for both species, including hatchery, juvenile transport and farm activities. Close integration of farm activities and infrastructure becomes less likely in IMTA farms with more balanced production between primary and secondary species; therefore, environmental impacts will likely increase if sea cucumber production increases. Impacts will not necessarily transfer from local to global scales for other IMTA systems, particularly for those with species with less similar life cycles (e.g. finfish and seaweed). The same kind of local and global environmental assessment should be encouraged for these systems to select the most sustainable options for future aquaculture development.

4.3 Other perspectives to improve environmental performances

Local and global environmental benefits of the IMTA system were generally low because of the low productivity of sea cucumbers; increasing these benefits will require finding practical methods to intensify sea cucumber production. One option is to investigate the choice and design of rearing structures that can increase the culture surface area and thus the bioremediation potential of the system.

An initial approach could be to consider three-dimensional (3D) rearing structures to increase the biomass that can be grown per unit area (Robinson et al., 2011). For example, with a three-level structures, the CS could be 'virtually' divided by three, i.e. 45:1 and WEE could increase to 2.20%. However, food availability for sea cucumbers in a 3D structure will be affected by characteristics of the rearing system. The mesh sizes required to contain the sea cucumbers would greatly reduce the amount of farm particles entering the cages (Fortune, 2013; Zamora et al., 2018), likely with a gradual decrease in food availability from the top to the bottom of the rearing structure. Furthermore, accumulation of solids on top of the structure may also be problematic since it may deoxygenate water, which can kill sea cucumbers. Another option is benthic sea ranching of sea cucumbers, which consists of releasing juvenile animals on the seabed, often with minimal or no containment. Local environmental benefits may be increased by sea ranching, since the entire benthic area of the farm becomes available for culture, which means that more biomass can be produced. Chary et al. (in prep) estimated for the monoculture farm assessed here, that the largest benthic area receiving solid deposition rates higher or equal to 2.7 kg m^{-2} yr^{-1} (corresponding to the SP of sea cucumbers) can extend up to 15 000 m². For this culture area, and assuming all other hypothesis being equal (except seeding, which becomes 54 500 individuals), 30 t of sea cucumbers could be produced annually, increasing WEE to 8.01%. Moreover, sea cucumber feeding and burrowing on the seabed have a bioturbation effect, which can facilitate microbial organic degradation and enhance regeneration and mineralization of surface sediments (MacTavish et al., 2012; Purcell et al., 2016; Slater and Carton, 2009; Yuan et al., 2016). Sea ranching has been suggested to be more practical in IMTA than suspended culture at a large commercial scale because the latter may disrupt normal farming operations (Zamora et al., 2018). Sea ranching has potential drawbacks, however: little monitoring of cultured animals, little distinction between cultured and wild animals, risks of benthic predator attacks (Hannah et al., 2013; Robinson and Pascal, 2011; Zamora et al., 2018), the physical characteristics of each site (e.g. depth and bathymetry profile, sediment type) that influence the ability of benthic species to settle, and the need to adapt the location of the animals on the seabed to the farm's organic footprint (Zhang and Kitazawa, 2016). Finding practical farming methods for sea cucumbers to be added to a pre-existing monoculture system thus remains a challenge. Farming structures will have to contain and secure the cultured stocks effectively while optimizing bioremediation, not compromising the normal farm-routine cycle and making the IMTA system at least as profitable as monoculture.

5 CONCLUSION

We assessed environmental performances of finfish monoculture and sea cucumber-finfish IMTA scenarios by i) focusing on the particulate waste bioremediation potential of sea cucumbers and ii) estimating environmental impacts of both systems with LCA per kg of edible protein and t of product. At its maximum ingestion capacity and in tropical water conditions, the sea cucumber *H. scabra* thus

has good potential for aquaculture waste bioremediation if cultivated at high densities. However, given the current limits to stocking density observed for this species, its co-culture in sea cages beneath finfish nets may decrease farm net particulate waste load and benthic impact only slightly. Intensification of sea cucumber culture seems possible to increase local environmental benefits, but further research is necessary to design rearing units that can optimize production and/or bioremediation and be practically integrated into existing finfish monoculture units. LCA impacts of the monoculture and IMTA systems differed little because of the large difference in production scales between finfish and sea cucumbers. IMTA showed better performance trends for EU and NPPU but larger impacts for CED and CC, generating an impact transfer between categories. These trends should be confirmed for large commercial IMTA farms with more balanced production scales between co-cultured species when the technology for sea cucumber culture becomes more advanced. Several other important environmental sustainability issues were not addressed in this study, such as potential disease transfer between cultured species or impacts of escaped animals on the local environment; these issues would need additional research to draw conclusions about broader environmental effects of the studied systems.

The use of generic metrics for comparing IMTA waste reduction efficiency and their use along with LCA resulted in a more holistic environmental assessment of the studied systems, addressing impact categories at both local and global scales. Such integrated model-based environmental analysis can be a powerful tool to predict the magnitude of environmental benefits that can be expected from new and complex production systems such as IMTA and to select the best co-culture options from an environmental viewpoint by maximizing resource use and minimizing environmental impacts. Its application to the case study of red drum and sea cucumber co-culture on Mayotte is one of many possibilities combining two or more organisms of different trophic levels and addressing other nutrient niches. Finally, given the differing statuses (trophic level, ecological role and culinary interest) and economic values of the species produced, and the multiple objectives of IMTA systems (biomitigation, production and revenue diversification), we recommend including socio-economic criteria to fully assess the sustainability of future seafood production systems.

Acknowledgement

This Ph.D. study was undertaken within the CAPAMAYOTTE project, Phase 2 (2015-2018), funded by the Natural Marine Park of Mayotte and the Mayotte County Council. The authors gratefully acknowledge Dr. S. Purcell for his technical advice on *H. scabra* culture. We also thank Dr. M.S. Corson for careful revision of the English.

APPENDIX IV.A: LIFE CYCLE INVENTORIES

Table IV.A.1. Life cycle inventory: Farm operation for Monoculture system.

Products	Value	Unit
Edible protein from fresh aquatic product [Red drum monoculture] in sea cage production, at farm gate (YT)	30455	kg

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Fish fingerling	949	kg	Red drum fingerling, produced in hatchery {YT}, at farm gate (YT)	This study	L 1.174
Fish feed 2.2 mm	4746	kg	Red drum, fattening feed 2,2 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Fish feed 3.2 & 4.5 mm	22405	kg	Red drum, fattening feed 3,2 et 4,5 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Fish feed 6 & 9 mm	562326	kg	Red drum, fattening feed 6 et 9 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Equipment and infrastructure	1	p	Equipment for fish culture	This study	L 1.174
Chemicals	1	p	Chemicals production, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Lubricating oil	17,2	kg	Lubricating oil {RER}| production | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174
Diesel	580	kg	Diesel {YT}| market for | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Fuel oil	1322	kg	Light fuel oil {YT}| market for | Alloc Rec, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Tap water	4000945	kg	Tap water {RER}| market group for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174
Electricity/heat					
Electricity from Mayotte	84204,9	kWh	Electricity, high voltage {YT}	This study	L 1.174
Emissions to air					
CO2 (fuel combustion)	6051,6	kg	Carbon dioxide, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
CH4 (fuel combustion)	2,26	kg	Methane, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
N2O (fuel combustion)	0,13	kg	Dinitrogen monoxide	ecoinvent v3.0	L 1.112
CO (fuel combustion)	1322,6	kg	Carbon monoxide, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
NOx (fuel combustion)	73,96	kg	Nitrogen oxides	ecoinvent v3.0	L 1.112
NMVOC (fuel combustion)	45,09	kg	NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	ecoinvent v3.0	L 1.112
Emissions to water					
N, solid (fish metabolic emission)	5295	kg	Nitrogen	ecoinvent v3.0	L 1.174
N, dissolved (fish metabolic emission)	33198	kg	Nitrogen	ecoinvent v3.0	L 1.174
P, solid (fish metabolic emission)	2623	kg	Phosphorus, total, solid	ecoinvent v3.0	L 1.174
P, dissolved (fish metabolic emission)	2666	kg	Phosphorus, total, dissolved	ecoinvent v3.0	L 1.174
ThOD	139721	kg	COD, Chemical Oxygen Demand	ecoinvent v3.0	L 1.174
Waste treatment					
Waste (feed bags)	2357,9	kg	Waste plastic, mixture {RoW}| treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174

Table IV.A.2. Life cycle inventory: Farm operation for IMTA system.

Products	Value	Unit
Edible protein from fresh aquatic product [Red drum and sea cucumber IMTA] in sea cage production, at farm gate (YT)	30560	kg

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Fish fingerling	949	kg	Red drum fingerling, produced in hatchery {YT}, at farm gate (YT)	This study	L 1.174
Fish feed 2.2 mm	4746	kg	Red drum, fattening feed 2,2 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Fish feed 3.2 & 4.5 mm	22405	kg	Red drum, fattening feed 3,2 et 4,5 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Fish feed 6 & 9 mm	562326	kg	Red drum, fattening feed 6 et 9 mm, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Equipment and infrastructure	1	p	Equipment for fish culture	This study	L 1.174
Chemicals	1	p	Chemicals production, at farm gate {YT}	This study	L 1.174
Lubricating oil	17,2	kg	Lubricating oil {RER}| production | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174
Diesel	614,2	kg	Diesel {YT}| market for | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Fuel oil	1405	kg	Light fuel oil {YT}| market for | Alloc Rec, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Tap water	4000945	kg	Tap water {RER}| market group for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174
Sea cucumber juveniles	50	kg	Sea cucumbers Juveniles, produced in hatchery, at farm gate {YT}	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Sea cucumber cages	437	p	Sea cucumber cylindrical cage 3 m² [FR], at farm gate {YT}	Adapted from ecoinvent v3.0	L 1.174
Electricity/heat					
Electricity from Mayotte	84321,9	kWh	Electricity, high voltage {YT}	This study	L 1.174
Emissions to air					
CO2 (fuel combustion)	6424,59	kg	Carbon dioxide, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
CH4 (fuel combustion)	2,41	kg	Methane, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
N2O (fuel combustion)	0,14	kg	Dinitrogen monoxide	ecoinvent v3.0	L 1.112
CO (fuel combustion)	1405,6	kg	Carbon monoxide, fossil	ecoinvent v3.0	L 1.112
NOx (fuel combustion)	78,37	kg	Nitrogen oxides	ecoinvent v3.0	L 1.112
NMVOC (fuel combustion)	47,92	kg	NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	ecoinvent v3.0	L 1.112
Emissions to water					
N, solid (fish and sea cucumber metabolic emission)	5222	kg	Nitrogen	ecoinvent v3.0	L 1.174
N, dissolved (fish and sea cucumber metabolic emission)	33240	kg	Nitrogen	ecoinvent v3.0	L 1.174
P, solid (fish and sea cucumber metabolic emission)	2584	kg	Phosphorus, total, solid	ecoinvent v3.0	L 1.174
P, dissolved (fish and sea cucumber metabolic emission)	2702	kg	Phosphorus, total, dissolved	ecoinvent v3.0	L 1.174
ThOD	138708	kg	COD, Chemical Oxygen Demand	ecoinvent v3.0	L 1.174
Waste treatment					
Waste (feed bags)	2357,9	kg	Waste plastic, mixture {RoW}| treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.174

Table IV.A.3. Life cycle inventory: Finfish feed production.

Products	Value	Unit
Red drum fattening feed 6 & 9 mm, at farm gate {YT}	1	t

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Soybean meal	-	kg	Soybean meal, crushing in India, animal feed, at feed plant gate {RUN }	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Fish meal	-	kg	Fish meal, with waste water treatment, Peru, at feed plant {RUN}	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Wheat grain	-	kg	Soft wheat grain, conventional, national average, animal feed, at feed plant {RUN}	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Soybean grain	-	kg	Soybean extruded IN, average, animal feed, at feed plant {RUN]	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Wheat gluten	-	kg	Wheat gluten feed, from wheat starch extraction, at feed plant {RUN}	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Fish oil	-	kg	Fish oil, with wastewater treatment, from Peru, at feed plant {RUN}	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Corn gluten meal	-	kg	Corn gluten meal (gluten 60), national average, animal feed, at feed plant {RUN}	Adapted from Agribalise v1.3	L 1.147
Additive mix	-	kg	Additive mix	This study	L 1.147
Tap water	259,5	kg	Tap water {FR}| market for | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.147
Packaging film	4	kg	Packaging film, low density polyethylene {RER}| production | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.147
Electricity/heat					
Electricity from La Reunion	41	kWh	Electricity, high voltage {RUN}	This study	L 1.174
Heat	73,8	MJ	Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}| heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.174
Transport					
Lorries	30	tkm	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 {RER}| transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.171
Sea transport	1700	tkm	Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO}| processing | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.171

Table IV.A.4. Life cycle inventory: Fingerling production.

Products	Value	Unit
Red drum fingerling, at hatchery gate {YT}	2760	kg

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Red drum hatchery	1	p			
Algea	180	kg	Algae Reed Mariculture v2011	This study	L 1.171
Feed for larvae	2988	kg	Feed, A, B, D Otohime - Reed mariculture	This study	L 1.171
Feed for juveniles	1290	kg	Red drum, fattening feed 2,2 mm, at farm gate/YT U	This study	L 1.171
Feed for breeders	17520	kg	Red drum, fattening feed 6 et 9 mm, at farm gate/YT U	This study	L 1.171
Oxygen	3927	kg	Oxygen, liquid {RER}| market for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.171
Electricity/heat					
Electricity from Mayotte	22000	kWh	Electricity, high voltage {YT}	This study	L 1.174

Table IV.A.5. Life cycle inventory: Sea cucumber juvenile production.

Products	Value	Unit
Sea cucumber juveniles, at hatchery gate {YT}	2760	kg

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Sea cucumber Hatchery	1	p			
Algea	10	kg	Algae Reed Mariculture v2011	This study	L 1.171
Feed for breeders	72	kg	Red drum, fattening feed 6 et 9 mm, at farm gate/YT U	This study	L 1.171
Electricity/heat					
Electricity from Mayotte	5760	kWh	Electricity, high voltage {YT}	This study	L 1.174

Table IV.A.6. Life cycle inventory: Equipment for finfish culture.

Products	Value	Unit
Equipment for fish culture	1	p

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Square 14 m cages	6	p	Square 14 m HDPE Cages [FR] , at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Square 7 m cages	4	p	Square 7 m HDPE Cages [FR] , at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Net 14 m	11088	m2	Polyethylene net 14x14 m [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Net 7 m	2520	m2	Polyethylene net 7x7 m [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Anchoring and moorings	1	p	Concrete anchoring and moorings ropes	This study	L. 1.147
Shed	4,33	m2	Shed {GLO}| market for | Alloc, Def, U	ecoinvent v3.0	L. 1.147
Concrete foundation	1,18	m3	Concrete, sole plate and foundation {RoW} concrete production for civil engineering, with cement CEM | Alloc, Def, U	ecoinvent v3.0	L. 1.147
Precast building	12	m3	Steel and polyurethane precast building [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Container 20 foot	6	p	Intermodal shipping container, 20-foot {YT}| market for | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L. 1.147
Container 40 foot	2	p	Intermodal shipping container, 40-foot {YT}| market for | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L. 1.147
Lorry with refrigeration machine	1	p	Lorry with refrigeration machine, R134a as refrigerant, 16 metric ton {GLO}| market for | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L. 1.147
Manual forklift	1	p	Manual stainless forklift [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Motorized forklift	1	p	Motorized forklift [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Washing machine	1	p	Washing machine [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Ice machine	1	p	Ice machine [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
High-pressure cleaner	1	p	High-pressure cleaner [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Freezer	2	p	Freezer [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147
Air conditioner	5	p	Air conditioner [FR], at farm gate {YT}	This study	L. 1.147

Table IV.A.7. Life cycle inventory: Equipment for sea cucumber culture.

Products	Value	Unit
Sea cucumber cylindrical cage 3 m² [FR], at farm gate {YT}	1	p

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
Steel	5,93		Steel, low-alloyed, hot rolled {RER}| production | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.147
Nylon (net)	0,396		Nylon 6 {RER}| production | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.147
Electricity/heat					
Electricity from France	44,3	kWh	Electricity, medium voltage {FR}| market for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.147
Transport					
Lorries	0,19	tkm	Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 {RER}| transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3 | Alloc Rec, U	ecoinvent v3.0	L 1.171
Sea transport	62,03	tkm	Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO}| processing | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L 1.171

Table IV.A.8. Life cycle inventory: Mayotte electricity.

Products	Value	Unit
Electricity, high voltage {YT}	1	kWh

Input name	Value	Unit	Process	Process source	Uncertainty (L = lognormal)
Material					
High-voltage power line	3,5E-08	km	Transmission network, electricity, high voltage {GLO}| market for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L. 1.171
Medium-voltage power line	4,167E-08	km	Transmission network, electricity, medium voltage {GLO}| market for | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L. 1.171
Electricity/heat					
Oil-derived electricity	0,945	kWh	Electricity, high voltage {YT}| electricity production, oil | Alloc Def, U	Adapted from ecoinvent v3.0	L. 1.171
Photovoltaic electricity	0,055	kWh	Electricity, low voltage {FR}| electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, single-Si, panel, mounted | Alloc Def, U	ecoinvent v3.0	L. 1.171
Electricitity losses	0,0855	kWh	Electricity, high voltage {YT}	This study	L. 1.171
Emissions to air					
Ozone	0,8333333	kg	Ozone	ecoinvent v3.0	L. 1.171
Dinitrogen monoxide	5,00E-06	kg	Dinitrogen monoxide	ecoinvent v3.0	L. 4.4668

APPENDIX IV.B: EQUATIONS, PARAMETERS AND ASSUMPTIONS IN THE DEB MODEL

DEB model parameters and assumptions for sea cucumber

Parametrization of the Dynamic Energy Budget (DEB) model integrates data on life-history traits (e.g. age, weight and length at first feeding or puberty) and longitudinal data on weight, length and reproductive data over time (Kooijman, 2010). The full list of DEB parameters for *Holothuria scabra* can be retrieved freely from the "Add my Pet" database (Marques et al., 2018), but this appendix (Table IV.B.1) shows only core parameters used to predict solid and dissolved waste emissions (Cf. section – "Conversion of DEB energy outputs to N and P fluxes").

Table IV.B.1. Dynamic Energy Budget (DEB) parameters used in the present study for the tropical sea cucumber *H. scabra* for the reference temperature of T = 20 °C. X corresponds to sea cucumber food resources (fish feces).

Parameter description	Symbol	Value	Unit	Source
Core parameters				
Allocation fraction to soma	κ	0.98	-	(AmP, 2019)
Assimilation efficiency	κ_X	0.45	-	This study
Growth efficiency	κ_G	0.80		(AmP, 2019)
Reproduction efficiency	κ_{Go}	0.95	-	(AmP, 2019)
Temperature effect				
Arrhenius temperature	T_A	8000	K	(AmP, 2019)
Reference temperature	T_1	293	K	(AmP, 2019)
Supplementary parameters used to estimate dissolved emissions from DEB outputs				
Feed				
Energy density of feed (fish feces)	ED_{feed}	10 464	J g DW^{-1}	This study
N to P stoichiometry of feed	NP_X	2.42	mol:mol	This study
Sea cucumber				
N to P stoichiometry of sea cucumber	NP_{SC}	30.05	mol:mol	(Clarke, 2008)
N content in sea cucumber	N_{SC}	6.95	% DW	(Ozer et al., 2004)
P content in sea cucumber	P_{SC}	0.64	% DW	This study
Energy yield of reserve	μ_{EN}	3667	J mmol N^{-1}	This study
Feces				
Conversion factor of unassimilated food	μ_{NAfeed}	6166	J mmol N^{-1}	This study
Energy density of sea cucumber feces	ED_{feces}	7 524	J g DW^{-1}	This study
N content in sea cucumber feces	N_{feces}	0.57	% DW	This study
P content in sea cucumber feces	P_{feces}	1.89	% DW	This study

This parameter set does not include lower and upper temperature limits, because of the lack of temperature-dependent data for this species. The default temperature correction factor was therefore used in this study (Marques et al. 2009) and complied with previous growth data up to 31°C (Lavitra et al., 2010a) and 33°C (Kühnhold et al., 2017). In the present study, the annual sea surface temperature time series in Miangani Bay, Longoni village, for 2016-2017 were used as reference for Mayotte lagoon. Water temperature ranged from 25.2 °C on 18 October 2016 to 29.6 °C on 6 April 2017.

The DEB model used in this study does not include the weight of gonads in total animal weight, because of uncertainties in the reproductive cycle of *H. scabra*. It is known that sexual maturity appears at ca. 180 g (Juinio-Meñez et al., 2013), and depending on the population, an annual, bi-annual or continuous reproductive cycle can be observed (Conand, 1990; Morgan, 2000; Purwati, 2006; Rasolofonirina et al., 2005). In addition, Purwati (2006) and Rasolofonirina et al. (2005) reported gonad indices for *H. scabra* in the Indian Ocean from 0-11% of total body weight, while Penina Tua Rahantoknam (2017) reported values up to 16%.

Approach to estimate assimilation efficiency for the DEB model

The DEB model, as well as energy or mass balance approaches, can be used to estimate fluxes of feces and their composition (Bureau et al., 2003; Cho and Bureau, 1998; Papatryphon et al., 2005). In DEB theory, assimilation efficiency (κ_X), which is the ratio of assimilated energy to ingested energy, is used to estimate the percentage of energy from food that is stored in the reserve of the animal. Unassimilated components are assumed to be excreted as feces by the animal. This coefficient is analogous to absorption efficiency in bioenergetics approaches or to apparent digestibility coefficients (ADC) in nutrient mass-balance approaches. In this study, κ_X was estimated with a mass-balance approach using ADC literature values obtained for *H. scabra* or other sea cucumber species (Table IV.B.2). The amount of digested material was estimated by multiplying ADCs for primary nutritional fractions (i.e., protein, lipids, carbohydrates, fiber and ash) by their proximate amounts in sea cucumber feed (finfish feces), by assuming that total dry weight (DW) is the sum of nutritional fractions. Each nutritional fraction has a known gross energy density: respectively 23.6, 39.5, 17.2 and 7.8 kJ g^{-1} for protein, lipids, carbohydrates (Reid et al., 2018) and fiber (Kraisid Tontisirin. et al., 2003). Gross energy density in feed (ED_{feed}) was estimated by summing the energy in its nutritional fraction: ED_{feed} = 10 464 J g DW^{-1} (Table IV.B.2). Similarly, gross energy density of sea cucumber feces (ED_{feces}) was subtracted from the sum of energy in indigestible dietary material (5718 kJ for 0.76 g of feces), yielding ED_{feces} = 7524 J g DW^{-1} (Table IV.B.2). The energy assimilation efficiency was obtained from the ratio $\kappa_X = \frac{Digested\ energy}{ED_{feed}} = 45.36\%$, with digested energy = 4 746 J (Table IV.B.2).

Table IV.B.2. Nutritional mass balance approach for the sea cucumber *H. scabra* feeding on finfish feces in an integrated multi-trophic aquaculture system. Total dry weight (DW) was assumed to be the sum of protein, lipid, carbohydrates, fiber and ash fractions. The N fraction in finfish feces was subtracted from protein content using an N:protein ratio of 16%.

Nutritional fraction	Content in feed (finfish feces[1])		Sea cucumber digestibility coefficients	Digested material and energy per g of feed ingested		Undigested material and energy per g of feed ingested	
	% DW	J	%	g g^{-1}	J g^{-1}	g g^{-1} (%)	J g^{-1}
Protein	14.85	3 505	86.8[2]	0.12	3040	0.02 (2.60)	464
from N	2.38	-	-	0.02	-	0.00 (0.57)	-
Lipids	3.75	1 481	23.0[3]	0.01	341	0.03 (3.78)	1 141
Carbohydrates	13.27	2 282	43.2[2]	0.06	985	0.08 (9.87)	1 298
Fiber	40.97	3 196	11.9[4]	0.05	380	0.36 (47.24)	2 815
Ash	27.16	0	0.0	0.00	0	0.27 (35.54)	0.00
Phosphorus	1.86	-	55.7[5]	0.01	-	0.01 (1.08)	-
Total	100	**10 464**	-	0.24	**4 746**	0.76 (100)	**5 718**

[1]Proximate composition of red drum feces calculated for animals fed with commercial Nutrima® diets (Chary et al. 2019)
[2]Mean coefficient obtained for an animal-ingredient-based diet for *H. scabra* (Orozco et al., 2014)
[3]Coefficient obtained for a sediment-based diet in the holothurian *Molpadia musculus* (Amaro et al., 2010)
[4]Coefficient obtained for red drum fed commercial diets (Chary et al. 2019). The low fiber digestion observed in this omnivorous finfish species was probably due to intestinal microbiota activity. In the absence of any relevant data on dietary fiber digestibility in holothurian species, we assumed the same partial digestibility for *H. scabra*.
[5]Calculated in this study

Conversion of DEB energy outputs to N and P fluxes

Several equations are used in the DEB model to estimate N and P emissions in feces and dissolved inorganic emissions of sea cucumber (Table IV.B.3). As suggested in "Add my Pet", the life cycle of *H. scabra* was modeled using a DEB model with metabolic acceleration between birth and metamorphosis (Kooijman, 2014). Description of a standard DEB model, the full list of equations and DEB nomenclature can be found elsewhere (Kooijman, 2010); therefore, we present only the methods used to estimate N and P fluxes into food, feces and dissolved emissions from DEB outputs.

Dissolved N and P emissions from sea cucumber were estimated in the DEB model based on the equations of Pete et al. (2018) (see also Pete et al. in prep) (Table IV.B.3). The conversion factor μ_{UFF} is used to convert the energy from undigested (unassimilated) finfish feces into N. We calculated μ_{feces} from the equation $\mu_{feces} = \frac{ED_{feed} \cdot M_N}{N_{feed}} = 6\,166$ J mmol N^{-1}, with M_N = 0.014 g $mmol^{-1}$. The N:P stoichiometry in the animal and the feed was respectively taken from Clarke (2008) for the holothurian

Heterocucumis steineni and from Chary et al. (2019) for red drum feces. The energy assimilated from feed is incorporated into reserves and used for maintenance, growth and maturity in juveniles or reproduction in adults. The energy used for maintenance, growth, and gonad formation can be converted into NH_4^+ and PO_4^{3-} fluxes (in mmol day^{-1}) using the conversion factor μ_{EN} (in J mmol N^{-1}). This conversion factor can be obtained by dividing the chemical potential in sea cucumber reserves of 550 000 J mol C^{-1} (Marques et al., 2018) by the N:C ratio in the organic matter of the reserves, which is 0.15 mol N mol C^{-1} (Marques et al., 2018).

Table IV.B.3. Equations used in the Dynamic Energy Budget (DEB) model to estimate N and P in food, feces and from solid and dissolved waste emissions of sea cucumber, modified from Pete et al. (2018) (see also Pete et al. in prep). Equations describing energy fluxes and variable differential equations in DEB theory can be found elsewhere (Kooijman, 2010).

Equation	Variable and parameters description	Unit
$IFF = \dot{p}_X \cdot ED_{feed}$	IFF: Ingested finfish feces $\dot{p}_X$: Ingestion rate ED_{feces}: Energy density in feed	g DW d^{-1} J d^{-1} J g DW^{-1}
$UFF = (1 - \kappa_X) \cdot \dot{p}_X \cdot ED_{feces}$	UFF: Undigested finfish feces κ_X: Assimilation efficiency ED_{feces}: Energy density in feces	g DW d^{-1} % J g DW^{-1}
$F_N = F \cdot N_{feces}$	F_N: N solid emission from feces N_{feces}: N content in feces	g N d^{-1} %
$F_P = F \cdot P_{feces}$	F_P: P solid emission from feces P_{feces}: P content in feces	g P d^{-1} %
$N_{regen} = 0 \; because \; NP_X < NP_{SC}$	N_{regen}: Regeneration of excess N	mmol N-NH_4^+ d^{-1}
$P_{regen} = \frac{\dot{p}_A}{\mu_{UFF}} \cdot \left(\frac{1}{NP_{SC}} - \frac{1}{NP_O}\right)$	P_{regen}: Regeneration of excess N $\dot{p}_A$: Assimilation rate μ_{UFF}: Conversion factor of undigested finfish feces	mmol P-PO_4^{3-} d^{-1} J J mmol N^{-1}
$CMC = \frac{\dot{p}_{M1} + \dot{p}_J}{\mu_{EN}}$	CMC: Conversion of maintenance cost $\dot{p}_{M1}$: Structural maintenance rate $\dot{p}_J$: Maturity maintenance rate μ_{EN}: Energy yield of reserve	mmol N-NH_4^+ d^{-1} J J J
$CGC = \frac{\dot{p}_G \,.\, (1 - \kappa_G)}{\mu_{EN}}$	*CGC*: Conversion of growth cost $\dot{p}_G$: Structural growth rate κ_G: Growth efficiency	mmol N-NH_4^+ d^{-1} J J
$CCGP = \frac{\dot{p}_{Go} \,.\, (1 - \kappa_{Go})}{\mu_{EN}}$	*CCGP*: Conversion of gamete production cost $\dot{p}_{Go}$: Gonad allocation rate κ_{Go}: Reproduction efficiency	mmol N-NH_4^+ d^{-1} J J
$\frac{dN.NH_4}{dt} = (CMC + CGC + CCGP) \,.\, M_{N.NH_4}$	$\frac{dN.NH_4}{dt}$: Total emissions of N-NH_4 $M_{N.NH_4}$: Molar mass of N	kg N-NH_4^+ d^{-1} kg $mmol^{-1}$
$\frac{dP.PO_4}{dt} = \left(P_{regen} + \frac{CMC + CGC + CCGP}{NP_{SC}}\right) \,.\, M_{P.PO_4}$	$\frac{dP.PO_4}{dt}$: Total emissions of P-PO_4 $M_{P.PO_4}$: Molar mass of P	kg P-PO_4^{3-} d^{-1} kg $mmol^{-1}$

Approach to estimate P digestibility in sea cucumber

No data were found for P digestibility in *H. scabra* or other sea cucumbers; therefore, the fraction of P assimilated from feed (As_P) was back-estimated using a mass-balance approach and was used to calculate P emissions in sea cucumber feces. In the mass-balance approach, the digested nutrient fraction equals the nutrients excreted in dissolved emissions and those retained in biomass gain (Cho and Kaushik, 1990). Dissolved P emissions ($\frac{dP.PO_4}{dt}$) from a 10 g juvenile (age = 88 days) to a final weight of 709 g (age = 453 days) were estimated with the DEB model as 8.46 g in the temperature time series (Cf. section "DEB model parameters and assumptions for sea cucumber") and using an f-value set to 1. P content (P_{SC}) in sea cucumber, required to calculate the P retained in biomass, was calculated as $P_{SC} = \frac{N_{SC}.DW_{SC}}{M_N}.\frac{M_P}{NP_{SC}} = 0.64\%$ DW^{-1}, with N content in sea cucumber, N_{SC} = 6.95% DW^{-1} (subtracted from protein content in Ozer et al. 2004); DW ratio in sea cucumber (DW_{SC}) = 14.51% (mean value in Ozer et al. 2004) and P molar mass (M_P) = 31 g mol^{-1}. Using P_{SC} and DW_{SC}, the P retained in biomass was estimated as 0.65 g DW for a biomass gain of 709-10 = 699 g. Following mass-balance principles, the P in feed assimilated by sea cucumbers is therefore the sum of P retained in biomass and P dissolved over the simulated period (i.e. 9.11 g in 365 days). DEB predicted cumulative food ingestion of 879 g finfish feces DW yr^{-1} per individual in the culture cycle. With a P content in feed (P_{feed}) of 1.86% (Table IV.B.2), cumulative P inputs in feed over the period were thus 16.36 g. Finally, we estimated the percentage of P assimilated from feed (i.e. the ratio of assimilated P to total P input in feed) as As_P = 55.7%. This value was used in the mass-balance calculation to calculate the P content in sea cucumber feces (P_{feces}).

REFERENCES

Abdou, K., Aubin, J., Romdhane, M.S., Le Loc'h, F., Lasram, F.B.R., 2017. Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. Aquaculture 471, 204–212. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.019

Agudo, N., 2006. Sandfish Hatchery Techniques. Nouméa, New Caledonia. https://doi.org/10.1002/joc.4659

Alexander, K.A., Freeman, S., Potts, T., 2016. Navigating uncertain waters: European public perceptions of integrated multi trophic aquaculture (IMTA). Environ. Sci. Policy 61, 230–237. https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2016.04.020

Amaro, T., Bianchelli, S., Billett, D.S.M., Cunha, M.R., Pusceddu, A., Danovaro, R., 2010. The trophic biology of the holothurian *Molpadia musculus*: implications for organic matter cycling and ecosystem functioning in a deep submarine canyon. Biogeosciences 7, 2419–2432. https://doi.org/10.5194/bg-7-2419-2010

AmP, 2019. Add-my-Pet Collection, Online Database of DEB parameters, Implied Properties and Referenced Underlying Data. [WWW Document]. URL https://www.bio.vu.nl/thb/deb/deblab/add_my_pet/ (accessed 1.16.19).

Aubin, J., 2013. Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour. 8. https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20138011

Aubin, J., Callier, M., Rey-Valette, H., Mathé, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Caruso, D., Chia, E., Masson, G., Blancheton, J.P., Ediwarman, Haryadi, J., Prihadi, T.H., de Matos Casaca, J., Tamassia, S.T.J., Tocqueville, A., Fontaine, P., 2019. Implementing ecological intensification in fish farming: definition and principles from contrasting experiences. Rev. Aquac. 11, 149–167. https://doi.org/10.1111/raq.12231

Aubin, J., Papatryphon, E., van der Werf, H.M.G., Chatzifotis, S., 2009. Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. J. Clean. Prod. 17, 354–361. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.008

Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Morvan, Y.M., 2006. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. Aquaculture 261, 1259–1268. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.008

Avadí, A., Fréon, P., 2013. Life cycle assessment of fisheries: A review for fisheries scientists and managers. Fish. Res. 143, 21–38. https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2013.01.006

Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., 2009. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. J. Clean. Prod. 17, 362–373. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2008.08.002

Barrington, K., Chopin, T., Robinson, S., 2009. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine temperate waters, in: Soto, D. (Ed.), Integrated Mariculture: A Global Review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, FAO, pp. 7–46. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00469-1

Battaglene, S.C., Seymour, J.E., Ramofafia, C., 1999. Survival and growth of cultured juvenile sea cucumbers, *Holothuria scabra*. Aquaculture 178, 293–322. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00130-1

Bohnes, F.A., Hauschild, M.Z., Schlundt, J., Laurent, A., 2018. Life cycle assessments of aquaculture systems: a critical review of reported findings with recommendations for policy and system development. Rev. Aquac. 1–19. https://doi.org/10.1111/raq.12280

Bohnes, F.A., Laurent, A., 2019. LCA of aquaculture systems: methodological issues and potential improvements. Int. J. Life Cycle Assess. 24, 324–337. https://doi.org/10.1007/s11367-018-1517-x

Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D., 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. Aquaculture 293, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.037

Bureau, D.P., Gunther, S.J., Cho, C.Y., 2003. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of

waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. N. Am. J. Aquac. 65, 33–38. https://doi.org/10.1577/1548-8454(2003)065<0033:CCAPTE>2.0.CO;2

Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C., Aranda, C., Chopin, T., Neori, A., Halling, C., Troell, M., 2008. Mariculture Waste Management, in: Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), Encyclopedia of Ecology. Elsevier, Oxford, pp. 2211–2217. https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00045-8

Cabinet Gressard consultants, Monfort, M., Safidy, 2013. Schéma régional de développement de l'aquaculture de Mayotte (SRDAM) - Tome 3: rapports des experts.

Cao, L., Diana, J.S., Keoleian, G.A., 2013. Role of life cycle assessment in sustainable aquaculture. Rev. Aquac. 5, 61–71. https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2012.01080.x

Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture 272, 296–311. https://doi.org/DOI 10.1016/j.aquaculture.2007.08.051

Chary, K., Fiandrino, A., Covès, D., Aubin, J., Falguière, J.C., Callier, M.D., 2019. Modeling sea cage outputs for data-scarce areas: application to red drum (*Sciaenops ocellatus*) aquaculture in Mayotte, Indian Ocean. Aquac. Int. 27, 625–646. https://doi.org/10.1007/s10499-019-00351-z

Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1998. Development of bioenergetic models and the fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. Aquat. Living Resour. 11, 199–210. https://doi.org/10.1016/S0990-7440(98)89002-5

Cho, C.Y., Kaushik, S.J., 1990. Nutritional energetics in fish: energy and protein utilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*), in: World Reviews in Nutrition and Dietetics. Karger Publishers, pp. 132–172. https://doi.org/10.1159/000417529

Chopin, T., Cooper, J.A., Reid, G., Cross, S., Moore, C., 2012. Open-water integrated multi-trophic aquaculture: environmental biomitigation and economic diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. Rev. Aquac. 4, 209–220. https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2012.01074.x

Clarke, A., 2008. Ecological stoichiometry in six species of Antarctic marine benthos. Mar. Ecol. Prog. Ser. 369, 25–37. https://doi.org/10.3354/meps07670

Conand, C., 1990. The fishery resources of Pacific island countries. Part 2: Holothurians, FAO Fish. Tech. Paper 272.

Cranford, P., Reid, G., Robinson, S., 2013. Open water integrated multi-trophic aquaculture: constraints on the effectiveness of mussels as an organic extractive component. Aquac. Environ. Interact. 4, 163–173. https://doi.org/10.3354/aei00081

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture 214, 211–239. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00368-X

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K.D., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquac. Environ. Interact. 2, 157–176. https://doi.org/10.3354/aei00034

Cubillo, A.M., Ferreira, J.G., Robinson, S.M.C., Pearce, C.M., Corner, R.A., Johansen, J., 2016. Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture — A model analysis. Aquaculture 453, 54–66. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.031

Dekamin, M., Veisi, H., Safari, E., Liaghati, H., Khoshbakht, K., Dekamin, M.G., 2015. Life cycle assessment for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) production systems: a case study for Iran. J. Clean. Prod. 91, 43–55. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.12.006

Edwards, P., 2015. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. Aquaculture 447, 2–14. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001

Eeckhaut, I., Lavitra, T., Rasoforinina, R., Rabenevanana, M.W., Gildas, P., Jangoux, M., 2008. Madagascar Holothurie SA: The first trade company based on sea cucumber aquaculture in Madagascar. SPC Beche-de-mer Inf. Bull. 28, 22–23.

Falguière, J.-C., 2011. L'ombrine ocellée, *Sciaenops ocellatus*: biologie, pêche, aquaculture et marché, Quae. ed.

Savoir faire.

Filgueira, R., Guyondet, T., Reid, G.K., Grant, J., Cranford, P.J., 2017. Vertical particle fluxes dominate integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) sites: Implications for shellfish-finfish synergy. Aquac. Environ. Interact. 9, 127–143. https://doi.org/10.3354/aei00218

Findlay, R., Watling, L., 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155, 147–157. https://doi.org/10.3354/meps155147

Fortune, A.C., 2013. Integrated Multi-Trophic Aquaculture with the California sea cucumber (*Parastichopus californicus*): investigating grow-out cage design for juvenile sea cucumbers co-cultured with Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). Simon Fraser University, Master thesis.

Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Hirschier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Margni, M., Nemecek, T., Speilmann, M., 2004. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods (Version 1.1). Eco-Invent Report No. 3. Dübendorf.

Guérin-Schneider, L., Tsanga-Tabi, M., Roux, P., Catel, L., Biard, Y., 2018. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. J. Clean. Prod. 187, 1057–1068. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.03.168

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., Gorrée, M., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherland.

Hannah, L., Pearce, C.M., Cross, S.F., 2013. Growth and survival of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus*) cultivated with sablefish (*Anoplopoma fimbria*) at an integrated multi-trophic aquaculture site. Aquaculture 406–407, 34–42. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2013.04.022

Hargrave, B.T. (Ed.), 2005. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture, Handbook of Environmental Chemistry. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. https://doi.org/10.1007/b12227

Hargrave, B.T., 1994. A benthic enrichment index, in: Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949. pp. 79–91.

Henriksson, P.J.G., Guinée, J.B., Heijungs, R., De Koning, A., Green, D.M., 2014. A protocol for horizontal averaging of unit process data - Including estimates for uncertainty. Int. J. Life Cycle Assess. 19, 429–436. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0647-4

Henriksson, P.J.G., Guinée, J.B., Kleijn, R., de Snoo, G.R., 2012. Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 304–313. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0369-4

Holmer, M., Black, K., Duarte, C.M., Marbà, N., Karakassis, I. (Eds.), 2008. Aquaculture in the Ecosystem. Springer, Dordrecht, The Netherlands. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

Howarth, R.W., 1988. Nutrient limitation of net Primary production in marine Ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 19, 89–110. https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.000513

ISO, 2006a. Environmental management — life cycle assessment — requirements and guidelines. ISO 14044.

ISO, 2006b. Environmental management — life cycle assessment — principles and framework. ISO 14044.

Jaeger, C., Foucard, P., Tocqueville, A., Nahon, S., Aubin, J., 2019. Mass balanced based LCA of a common carp-lettuce aquaponics system. Aquac. Eng. 84, 29–41. https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2018.11.003

Jessen, C., Bednarz, V.N., Rix, L., Teichberg, M., Wild, C., 2015. Marine eutrophication, in: Environmental Indicators. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 177–203. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_11

Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., Soucy, G., Houillon, G., 2010. Analyse du Cycle de Vie, Comprendre et réaliser un écobilan, 2ème édition, Presses Po. ed, Science & Ingénierie de l'Environnement.

Juinio-Meñez, M.A., Evangelio, J.C., Miralao, S.J.A., 2014. Trial grow-out culture of sea cucumber *Holothuria scabra* in sea cages and pens. Aquac. Res. 45, 1332–1340. https://doi.org/10.1111/are.12078

Juinio-Meñez, M.A., Evangelio, J.C., Olavides, R.D., Paña, M.A.S., De Peralta, G.M., Edullantes, C.M.A., Rodriguez, B.D.R., Casilagan, I.L.N., 2013. Population dynamics of cultured *Holothuria scabra* in a sea

ranch: Implications for stock restoration. Rev. Fish. Sci. 21, 424–432. https://doi.org/10.1080/10641262.2013.837282

Karakassis, I., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES J. Mar. Sci. 57, 1462–1471. https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0925

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquac. Environ. Interact. 3, 275–291. https://doi.org/10.3354/aei00068

Kim, Y.C., Sasaki, S., Yano, K., Ikebukuro, K., Hashimoto, K., Karube, I., 2000. Relationship between theoretical oxygen demand and photocatalytic chemical oxygen demand for specific classes of organic chemicals. Analyst 125, 1915–1918. https://doi.org/10.1039/b007005j

Kooijman, S.A.L.M., 2014. Metabolic acceleration in animal ontogeny: An evolutionary perspective. J. Sea Res. 94, 128–137. https://doi.org/10.1016/J.SEARES.2014.06.005

Kooijman, S.A.L.M., 2010. Dynamic energy budget theory for metabolic organisation, third edition, Dynamic Energy Budget Theory for Metabolic Organisation, Third Edition. Cambridge University Press, Cambridge. https://doi.org/10.1017/CBO9780511805400

Kooijman, S.A.L.M., 2000. Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511565403

Kraisid Tontisirin., MacLean, W.C., Warwick, P., 2003. Food energy: methods of analysis and conversion factors. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Kühnhold, H., Kamyab, E., Novais, S., Indriana, L., Kunzmann, A., Slater, M., Lemos, M., 2017. Thermal stress effects on energy resource allocation and oxygen consumption rate in the juvenile sea cucumber, *Holothuria scabra* (Jaeger, 1833). Aquaculture 467, 109–117. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2016.03.018

Lavitra, T., Fohy, N., Gestin, P.-G., Rasolofonirina, R., Eeckhaut, I., 2010a. Effect of water temperature on the survival and growth of endobenthic *Holothuria scabra* (Echinodermata: Holothuroidea) juveniles reared in outdoor ponds. SPC Beche-de-mer Inf. Bull. 25–28.

Lavitra, T., Rachelle, D., Rasolofonirina, R., Jangoux, M., Eeckhaut, I., 2008. Processing and marketing of holothurians in the Toliara region, southwestern Madagascar. Beche-de-Mer Bull. 28, 24–33.

Lavitra, T., Rasolofonirina, R., Eeckhaut, I., 2010b. The effect of sediment quality and stocking density on survival and growth of the sea cucumber *Holothuria scabra* reared in nursery ponds and sea pens. West. Indian Ocean J. Mar. Sci. https://doi.org/10.4314/wiojms.v8i1.56678

Li, L., Li, Q., 2010. Effects of stocking density, temperature, and salinity on larval survival and growth of the red race of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka). Aquac. Int. 18, 447–460. https://doi.org/10.1007/s10499-009-9256-4

MacDonald, C.L.E., Stead, S.M., Slater, M.J., 2013. Consumption and remediation of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) waste by the sea cucumber *Holothuria forskali*. Aquac. Int. 21, 1279–1290. https://doi.org/10.1007/s10499-013-9629-6

MacTavish, T., Stenton-Dozey, J., Vopel, K., Savage, C., 2012. Deposit-feeding sea cucumbers enhance mineralization and nutrient cycling in organically-enriched coastal sediments. PLoS One 7, e50031. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050031

Marín, T., Wu, J., Wu, X., Ying, Z., Lu, Q., Hong, Y., Wang, X., Yang, W., 2019. Resource use in mariculture: A case study in Southeastern China. Sustainability 11, 1–21. https://doi.org/10.3390/su11051396

Marques, G.M., Augustine, S., Lika, K., Pecquerie, L., Domingos, T., Kooijman, S.A.L.M., 2018. The AmP project: Comparing species on the basis of dynamic energy budget parameters. PLOS Comput. Biol. 14, e1006100. https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006100

Mendoza Beltran, A., Chiantore, M., Pecorino, D., Corner, R.A., Ferreira, J.G., Cò, R., Fanciulli, L., Guinée, J.B., 2018. Accounting for inventory data and methodological choice uncertainty in a comparative life cycle assessment: the case of integrated multi-trophic aquaculture in an offshore Mediterranean enterprise. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 1063–1077. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1363-2

Mendoza Beltrán, A., Guinée, J., 2014. Goal and Scope Definition for Life Cycle Assessment of Integrated Multi-Trophic Marine Aquaculture Systems, in: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (2014). pp. 817–822.

Morgan, A.D., 2000. Aspects of the reproductive cycle of the sea cucumber *Holothuria scabra* (Echinodermata: Holothuroidea). Bull. Mar. Sci. 66, 47–57.

Namukose, M., Msuya, F.E., Ferse, S.C.A., Slater, M.J., Kunzmann, A., 2016. Growth performance of the sea cucumber *Holothuria scabra* and the seaweed *Eucheuma denticulatum*: Integrated mariculture and effects on sediment organic characteristics. Aquac. Environ. Interact. 8, 179–189. https://doi.org/10.3354/aei00172

Nelson, E.J., MacDonald, B.A., Robinson, S.M.C., 2012. The absorption efficiency of the suspension-feeding sea cucumber, *Cucumaria frondosa*, and its potential as an extractive integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) species. Aquaculture 370–371, 19–25. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.029

Neofitou, N., Lolas, A., Ballios, I., Skordas, K., Tziantziou, L., Vafidis, D., 2019. Contribution of sea cucumber *Holothuria tubulosa* on organic load reduction from fish farming operation. Aquaculture 501, 97–103. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2018.10.071

Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. Aquaculture 231, 361–391. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.015

Orozco, Z.G.A., Sumbing, J.G., Lebata-Ramos, M.J.H., Watanabe, S., 2014. Apparent digestibility coefficient of nutrients from shrimp, mussel, diatom and seaweed by juvenile *Holothuria scabra* Jaeger. Aquac. Res. 45, 1153–1163. https://doi.org/10.1111/are.12058

Ozer, P.N., Mol, S., Varhk, C., 2004. Effect of the handling procedures on the chemical composition of sea cucumber. Turkish J. Fish. Aquat. Sci. 4, 71–74.

Paltzat, D.L., Pearce, C.M., Barnes, P.A., McKinley, R.S., 2008. Growth and production of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus* Stimpson) co-cultured with suspended Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg). Aquaculture 275, 124–137. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.12.014

Papatryphon, E., Petit, J., Kaushik, S.J., van der Werf, H.M.G., 2004. Environmental impact assessment of salmonid feeds using Life Cycle Assessment (LCA). Ambio 33, 316–323. https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.6.316

Papatryphon, E., Petit, J., Van Der Werf, H.M.G., Sadasivam, K.J., Claver, K., 2005. Nutrient-balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: The case of trout farming in France. Environ. Manage. 35, 161–174. https://doi.org/10.1007/s00267-004-4020-z

Parker, R., 2012. Review of life cycle assessment research on products derived from fisheries and aquaculture : A report for Seafish as part of the collective action to address greenhouse gas emissions in seafood. Final Rep. 24.

Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. 16, 229–311.

Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U.L.F., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B., Silverman, H., 2009. Not all salmon are created equal: Life Cycle Assessment (LCA) of global salmon farming systems. Environ. Sci. Technol. 43, 8730–8736.

Pelletier, N.L., Ayer, N.W., Tyedmers, P.H., Kruse, S. a., Flysjo, A., Robillard, G., Ziegler, F., Scholz, A.J., Sonesson, U., 2007. Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. Int. J. Life Cycle Assess. 12, 414–421. https://doi.org/10.1007/s11367-006-0275-3

Penina Tua Rahantoknam, S., 2017. Maturity gonad sea cucumber *Holothuria scabra* under the month cycle. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 89, 012015. https://doi.org/10.1088/1755-1315/89/1/012015

Pete, R., Guyondet, T., Cesmat, L., Fiandrino, A., Bec, B., Richard, M., 2018. Projet CAPATHAU : CAPAcité trophique de la lagune de THAU. Livrable II. Description et évaluation du modèle GAMELag-Conch : modèle d'écosystème lagunaire exploité par la conchyliculture, adapté à la lagune de Thau.

Pitt, R., Duy, N., 2004. Breeding and rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Vietnam. In: Lovatelli A, Conand C, Purcell S, Uthicke S, Hamel JF, Mercier A (eds) Advances in sea cucumber aquaculture and management. FAO Fish Tech Pap 463. Rome.

Purcell, S., Conand, C., Uthicke, S., Byrne, M., 2016. Ecological roles of exploited sea cucumbers. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.

Purcell, S.W., 2014. Value, Market Preferences and Trade of Beche-De-Mer from Pacific Island Sea Cucumbers. PLoS One 9, e95075. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095075

Purcell, S.W., 2004. Criteria for release strategies and evaluating the restocking of sea cucumbers, in: FAO (Ed.), A Lovatelli, C Conand, SW Purcell, S Uthicke, JF Hamel & A Mercier (Eds), Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 463. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, pp. 181–191.

Purcell, S.W., Hair, C.A., Mills, D.J., 2012. Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: Progress, problems and opportunities. Aquaculture 368–369, 68–81. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.08.053

Purcell, S.W., Simutoga, M., 2008. Spatio-temporal and size-dependent variation in the success of releasing cultured sea cucumbers in the wild. Rev. Fish. Sci. 16, 204–214. https://doi.org/10.1080/10641260701686895

Purcell, S.W., Williamson, D.H., Ngaluafe, P., 2018. Chinese market prices of beche-de-mer : Implications for fi sheries and aquaculture. Mar. Policy 91, 58–65. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.005

Purwati, P., 2006. Reproductive patterns of *Holothuria Scabra* (Echinodermata: Holothuroidea) in Indonesian waters. Mar. Res. Indones. 30, 47–55. https://doi.org/10.14203/mri.v30i0.423

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.

Rasolofonirina, R., Vaitilington, D., Eeckhaut, I., Jangoux, M., 2005. Reproductive cycle of edible echinoderms from the South-Western Indian Ocean. II. The sandfish *Holothuria scabra* (Jaeger, 1833). West. Indian Ocean J. Mar. Sci. 4, 61–75. https://doi.org/10.4314/wiojms.v4i1.28474

Reid, G.K., Chopin, T., Robinson, S.M.C., Azevedo, P., Quinton, M., Belyea, E., 2013. Weight ratios of the kelps, *Alaria esculenta* and *Saccharina latissima*, required to sequester dissolved inorganic nutrients and supply oxygen for Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Integrated Multi-Trophic Aquaculture systems. Aquaculture 408–409, 34–46. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.05.004

Reid, G.K., Lefebvre, S., Filgueira, R., Robinson, S.M.C., Broch, O.J., Dumas, A., Chopin, T.B.R., 2018. Performance measures and models for open-water integrated multi-trophic aquaculture. Rev. Aquac. https://doi.org/10.1111/raq.12304

Ren, J.S., Stenton-Dozey, J., Plew, D.R., Fang, J., Gall, M., 2012. An ecosystem model for optimising production in integrated multitrophic aquaculture systems. Ecol. Modell. 246, 34–46. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.020

Ren, Y., Dong, S., Qin, C., Wang, F., Tian, X., Gao, Q., 2012. Ecological effects of co-culturing sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) with scallop *Chlamys farreri* in earthen ponds. Chinese J. Oceanol. Limnol. 30, 71–79. https://doi.org/10.1007/s00343-012-1038-6

Ren, Y., Dong, S., Wang, F., Gao, Q., Tian, X., Liu, F., 2010. Sedimentation and sediment characteristics in sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) culture ponds. Aquac. Res. 42, 14–21. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02483.x

Riera, R., Pérez, Ó., Cromey, C., Rodríguez, M., Ramos, E., Álvarez, O., Domínguez, J., Monterroso, Ó., Tuya, F., 2017. MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. Ecol. Modell. 361, 122–134. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.006

Robinson, G., Caldwell, G.S., Jones, C.L.W., Stead, S.M., 2019. The effect of resource quality on the growth of *Holothuria scabra* during aquaculture waste bioremediation. Aquaculture 499, 101–108. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2018.09.024

Robinson, G., Lovatelli, A., 2015. Global sea cucumber fisheries and aquaculture FAO's inputs over the past few years, FAO Aquaculture Newsletter 53. Rome.

Robinson, G., Pascal, B., 2011. Sea cucumber farming experiences in south-western Madagascar. ACIAR Proc. Ser.

Robinson, S.M.C., Martin, J.D., Cooper, J.A., Lander, T.R., Reid, G.K., Powell, F., Griffin, R., 2011. The Role of Three Dimensional Habitats in the Establishment of Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) Systems. Bull. Aquac. Assoc. Canada 109, 23–29.

Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C., 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. J. Clean. Prod. 32, 183–192. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.037

Sauvant, D., Ponter, A., Institut national de la recherche agronomique, Association Française de zootechnie, Institut National Agronomique, 2004. Tables of composition and nutritional value of feed materials: pigs, poultry, cattle, sheep, goats, rabbits, horses and fish. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands. https://doi.org/10.3920/978-90-8686-668-7

Shi, H., Zheng, W., Zhang, X., Zhu, M., Ding, D., 2013. Ecological–economic assessment of monoculture and integrated multi-trophic aquaculture in Sanggou Bay of China. Aquaculture 410–411, 172–178. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.06.033

Slater, M.J., Carton, A.G., 2009. Effect of sea cucumber (*Australostichopus mollis*) grazing on coastal sediments impacted by mussel farm deposition. Mar. Pollut. Bull. 58, 1123–1129. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.008

Slater, M.J., Carton, A.G., 2007. Survivorship and growth of the sea cucumber *Australostichopus (Stichopus) mollis* (Hutton 1872) in polyculture trials with green-lipped mussel farms. Aquaculture 272, 389–398. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.07.230

Soetaert, K., Petzoldt, T., Setzer, R.W., 2010. Solving differential equations in R: Package deSolve. J. Stat. Softw. 33, 1–25. https://doi.org/10.18637/jss.v033.i09

Strain, P.M., Hargrave, B.T., 2005. Salmon aquaculture, nutrient fluxes and ecosystem processes in southwestern New Brunswick, in: Hargrave, B. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture, Handbook of Environmental Chemistry. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, pp. 29–57. https://doi.org/10.1007/b136003

Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A.., Kautsky, N., Yarish, C., 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. Aquaculture 226, 69–90. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00469-1

van der Meer, J., 2006. An introduction to Dynamic Energy Budget (DEB) models with special emphasis on parameter estimation. J. Sea Res. 56, 85–102. https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.03.001

Wang, G., Dong, S., Tian, X., Gao, Q., Wang, F., Xu, K., 2015. Life cycle assessment of different sea cucumber (*Apostichopus japonicus* Selenka) farming systems. J. Ocean Univ. China 14, 1068–1074. https://doi.org/10.1007/s11802-015-2640-y

Watanabe, S., Kodama, M., Orozco, Z.G.A., Sumbing, J.G., Novilla, S.R.M., Lebata-Ramos, M.J.H., 2015. Estimation of energy budget of sea cucumber, *Holothuria scabra*, in integrated multi-trophic aquaculture., in: M. R. R. Romana-Eguia, F. D. Parado-Estepa, N. D. Salayo, & M. J. H. Lebata-Ramos (Eds.), Resource Enhancement and Sustainable Aquaculture Practices in Southeast Asia: Challenges in Responsible Production of Aquatic Species: Proceedings of the Internation. Tigbauan, Iloilo, Philippines Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center, pp. 307–308.

Whitmarsh, D.J., Cook, E.J., Black, K.D., 2006. Searching for sustainability in aquaculture: An investigation into the economic prospects for an integrated salmon–mussel production system. Mar. Policy 30, 293–298. https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2005.01.004

Yokoyama, H., 2013. Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages — Potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture 372–375, 28–38. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.10.022

Yokoyama, H., Tadokoro, D., Miura, M., 2015. Quantification of waste feed and fish faeces in sediments beneath yellowtail pens and possibility to reduce waste loading by co-culturing with sea cucumbers: An isotopic study. Aquac. Res. 46, 918–927. https://doi.org/10.1111/are.12247

Yu, Z., Hu, C., Zhou, Y., Li, H., Peng, P., 2012. Survival and growth of the sea cucumber *Holothuria leucospilota* Brandt: A comparison between suspended and bottom cultures in a subtropical fish farm during summer. Aquac. Res. 44, 114–124. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.03016.x

Yu, Z., Zhou, Y., Yang, H., Ma, Y., Hu, C., 2014. Survival, growth, food availability and assimilation efficiency of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* bottom-cultured under a fish farm in southern China. Aquaculture 426–427, 238–248. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.02.013

Yuan, X., Meng, L., Wang, L., Zhao, S., Li, H., 2016. Responses of scallop biodeposits to bioturbation by a deposit-feeder *Apostichopus japonicus* (Echinodermata: Holothuroidea): does the holothurian density matter? Aquac. Res. 47, 512–523. https://doi.org/10.1111/are.12511

Zamora, L.N., Yuan, X., Carton, A.G., Slater, M.J., 2018. Role of deposit-feeding sea cucumbers in integrated multitrophic aquaculture: progress, problems, potential and future challenges. Rev. Aquac. 10, 57–74. https://doi.org/10.1111/raq.12147

Zhang, J., Kitazawa, D., 2016. Assessing the bio-mitigation effect of integrated multi-trophic aquaculture on marine environment by a numerical approach. Mar. Pollut. Bull. 110, 484–492. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.005

CHAPITRE V : DISCUSSION GENERALE, CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'ambition de ce projet doctoral était de proposer une méthode d'analyse environnementale permettant d'évaluer les impacts environnementaux à différentes échelles spatiales de plusieurs scénarios de systèmes et conditions d'élevage afin de guider le développement d'une aquaculture durable. Les questions de recherche auxquelles cette étude a tenté de répondre sont les suivantes :

A. **Comment modéliser un système pour en faire une évaluation environnementale à plusieurs échelles organisationnelles et spatiales ?**
B. **Quelles sont les caractéristiques des systèmes de production qui influencent le plus l'intensité de leurs impacts environnementaux, en particulier sur le benthos ?**
C. **Comment évaluer la capacité d'assimilation de différents sites pour différents systèmes d'élevage à l'échelle d'une zone géographique ?**
D. **Quelle est la capacité de bioremédiation d'holothurie en AMTI à l'échelle commerciale ?**
E. **Comment des stratégies de productions peuvent-elles induire des transferts d'impacts entre différents espaces et/ou différents types d'impacts environnementaux ?**

Le premier objectif de cette discussion générale est d'intégrer les connaissances acquises à chaque niveau d'analyse afin d'établir un bilan environnemental de l'aquaculture d'ombrine ocellée à Mayotte. Ce bilan se décline en une synthèse des principaux facteurs pouvant influencer l'intensité des impacts caractérisés aux différentes échelles, puis il propose une comparaison du profil environnemental des scénarios de Petite, Moyenne et Grande ferme, et enfin expose nos conclusions sur deux voies d'atténuation des impacts environnementaux : la sélection de site et l'AMTI. La deuxième partie de cette discussion présente une synthèse des applications potentielles de nos travaux pour de l'aide à la gestion, tout en spécifiant leurs limites individuelles et les futurs besoins d'acquisition de connaissances. Enfin quelques perspectives scientifiques sont proposées en dernière partie de cette discussion.

1. BILAN ENVIRONNEMENTAL

A notre connaissance, ces travaux constituent l'évaluation environnementale la plus complète, en termes de combinaison d'indicateurs d'impacts, d'approche et d'échelles d'analyse produite sur des systèmes d'élevage d'ombrine ocellée. Cette analyse comprend également la première application d'un modèle de dispersion de rejets particulaires et de la méthode ACV à cette espèce. En outre, exceptés les travaux d'Abdou et al. (2017), nous n'avons connaissance d'aucune autre étude combinant ces deux types d'outils pour évaluer les impacts environnementaux de systèmes piscicoles. L'intérêt d'intégrer

ces méthodes d'analyses environnementales et les principaux résultats qui en sont issus sont développés ci-dessous.

1.1. Synthèse des facteurs influents

Les résultats issus du deuxième et troisième chapitre ont permis de mettre en lumière trois caractéristiques des systèmes d'élevage qui ont une influence majeure sur le niveau de rejets particulaires émis par l'élevage et leur potentielle accumulation sur le fond. Les simulations réalisées à l'aide du modèle FINS fournissent un bilan annuel des flux de matières solides et dissoutes générés par trois types de fermes présentant un gradient de niveaux de production. Ce bilan a démontré que la quantité de rejets varie principalement en fonction de la biomasse en élevage. Les flux de rejets solides représentaient environ 9, 150 et 821 t an^{-1} respectivement pour la Petite (23 t de poisson produit par an), Moyenne (299 t an^{-1}) et la Grande ferme (2079 t an^{-1}). Dans ces trois scénarios, les rejets solides sont constitués d'environ 80% de fèces et 20% d'aliment gaspillé en supposant que 5% de la ration journalière n'est pas ingérée par les poissons. Compte tenu de l'incertitude concernant le gaspillage réel sur ce type de système d'élevage et de la forte variabilité des taux référencés dans la littérature, généralement estimés ou fixés entre 3 et 6% (Chang et al., 2014; Cromey et al., 2012, 2009; Keeley et al., 2013; Riera et al., 2017) mais pouvant aller jusqu'à 50% de la ration alimentaire (Ballester-Moltó et al., 2017), il est possible que les aliments gaspillés représentent une fraction encore plus importante des rejets solides. En raison de leur importante vitesse de sédimentation, très largement supérieure (facteur 6 à 26) à celle mesurée pour les fèces d'ombrine, les aliments sont susceptibles de sédimenter à proximité des cages où les taux de dépôts de matières particulaires sont généralement les plus importants. Le taux de gaspillage alimentaire a donc une influence majeure sur l'impact potentiel de ces systèmes sur le benthos.

Les simulations de dispersion des rejets particulaires réalisées avec le modèle NewDEPOMOD pour ces trois fermes ont permis de mettre en évidence l'influence de l'organisation spatiale des cages sur la concentration des rejets sur le fond. Dans nos simulations, ce facteur s'est avéré plus important que la biomasse en élevage pour déterminer les taux maximums de dépôts particulaires. En effet, à régime hydrodynamique équivalent, les simulations réalisées pour la ferme Moyenne montraient systématiquement des taux de dépôts supérieurs à ceux simulés pour la Grande ferme, en raison d'un plus faible espacement entre les cages (3m vs 20m pour la Grande ferme).

L'ACV réalisée sur la ferme Moyenne dans le chapitre 4 a permis d'évaluer les contributions des différentes phases du cycle de vie du système à 6 catégories d'impacts environnementaux. La phase de production des aliments représente entre 74 et 99% des impacts évalués sur le changement climatique, l'acidification de l'air, la demande cumulative en énergie, l'utilisation de production primaire nette et l'occupation des sols par kg de protéine produite. La contribution majeure de cette phase à l'impact

global des systèmes aquacoles a été mentionnée à de nombreuses reprises (voir par exemple les revues d'Aubin, 2013; Bohnes et al., 2018) et trouve principalement son origine dans les phases de production des matières premières. Les émissions liées au fonctionnement de la ferme et plus particulièrement les effluents d'élevages, constituent les principales émissions responsables des potentiels impacts en termes d'eutrophisation des eaux. Les autres postes, c'est-à-dire la production et le transport des équipements infrastructures, des alevins, des produits chimiques et de l'énergie cumulent donc une faible part des impacts évalués.

Ces travaux ont donc permis de souligner l'influence des pratiques aquacoles sur le bilan environnemental des systèmes. Les pratiques et les choix de gestion de la ferme, telle que la durée du cycle de culture ou le choix de l'infrastructure d'élevage, ont montré avoir une influence déterminante, qu'elle soit directe ou indirecte, sur les potentiels impacts locaux et globaux de ces systèmes. Ces informations sont encore trop rarement considérées en analyses environnementale, que ce soit pour des fins de recherche ou dans le cadre de procédures réglementaires. Nos résultats encouragent à inclure plus systématiquement l'hétérogénéité des pratiques d'élevage dans la modélisation des impacts de l'aquaculture.

La complémentarité des conclusions tirées aux différentes échelles étudiées nous conforte dans la nécessité d'évaluer la durabilité environnementale sous différents prismes. L'intégration d'outils et de méthodes de modélisation aux niveaux de l'individu, de la ferme, du site et enfin de la filière a donc un réel intérêt pour évaluer l'influence des principaux facteurs à l'origine des impacts environnementaux des systèmes aquacoles et pour identifier et prioriser des actions de gestion pour réduire ces impacts. Au-delà des échelles spatiales d'intérêt mentionnées dans l'approche écosystémique pour l'aquaculture (ferme, bassin versant, mondiale), ces échelles organisationnelles pourraient être également mentionnées.

1.2. Comparaison des profils environnementaux des scénarios de fermes

Nous avons estimé les flux de rejets et les potentielles empreintes de dépôts des trois scénarios de fermes, mais, compte tenu des risques d'impacts associés, seule la ferme Moyenne a fait l'objet d'une évaluation par ACV. Une comparaison plus exhaustive des profils environnementaux des trois systèmes d'élevage nécessiterait d'évaluer également les impacts globaux de la Petite et de la Grande ferme par ACV. Des analyses complémentaires réalisées en ce sens (non présentées dans ce document) et les éléments décrits ci-dessous permettent néanmoins de déduire les principaux résultats d'une telle évaluation. Les intrants contribuant le plus aux impacts environnementaux estimés pour la ferme Moyenne sont principalement l'aliment et dans une moindre mesure l'électricité et les alevins. Ces mêmes intrants (même origine géographique et moyens de production) sont utilisés sur la Petite et Grande ferme. Par conséquent, il est fort probable que les trois fermes présentent des profils

environnementaux relativement similaires, avec cependant, des possibles différences en termes de niveau d'impact. Les niveaux d'impacts de chaque système ont de grandes chances d'être principalement déterminés par l'efficacité d'utilisation de ces intrants. Dans le deuxième chapitre, les indices de conversion des trois systèmes ont été estimés à 1.54, 1.91 et 1.56 respectivement pour la Petite, Moyenne et la Grande ferme. Les impacts ACV par unité fonctionnelle (t de poisson ou kg de protéine) de la Petite et de la Grande ferme seront donc vraisemblablement inférieurs à ceux de la ferme Moyenne pour toutes les catégories d'impacts largement influencées par la contribution de l'aliment (toutes sauf l'eutrophisation dans nos analyses). La ferme Moyenne affiche également des rejets plus de 25% supérieurs aux deux autres systèmes par t de poisson pêchée (Cf. Chapitre 2). Par conséquent, lorsqu'on exprime les impacts ou rejets de manière relative à la productivité du système, la ferme la moins efficiente du point de vue environnemental est probablement la ferme Moyenne.

Cependant, d'autres conclusions sont possibles pour d'autres unités de référence. Par exemple, dans la mesure où il existe une compétition entre usages pour l'occupation de l'espace marin, nous aurions également pu exprimer les impacts environnementaux par unité de surface marine occupée. Dans ce cas, il est probable que les impacts estimés pour la Grande ferme aient été supérieurs à ceux de la ferme Moyenne. De manière analogue, dans la mesure où le développement de l'aquaculture est également perçu comme une source d'emploi, il serait judicieux d'exprimer les impacts de chaque système par unité de travail à temps plein. Par conséquent, toute évaluation comparative des impacts environnementaux de différents systèmes de production nécessite d'avoir clairement définit au préalable la ou les principales fonctions de ces systèmes. Dans le cas de systèmes multifonctionnels, comme c'est le cas pour l'aquaculture, il semble nécessaire d'envisager des évaluations par rapport à différents objectifs de production, d'aménagement du territoire et de développement socio-économique.

Lorsque les résultats sont exprimés de manière absolue, c'est-à-dire sans les normaliser par rapport à une unité de référence, d'autres conclusions se dessinent et montrent une certaine convergence des réponses obtenues aux échelles locales et globales. Les quantités de rejets particulaires émises dans l'environnement évoluent principalement en fonction de la biomasse en élevage, ils sont donc les plus faibles pour la Petite ferme et les plus importants pour la Grande ferme (Cf. Chapitre 2). Bien que la relation entre biomasse en élevage et taux de dépôt soit moins évidente (Cf. section 1.1), nos simulations ont montré que la Petite ferme induit les plus faibles taux de dépôts sur le fond ainsi que les plus faibles surfaces affectées, donc potentiellement les plus faibles impacts sur le benthos. Il est plus difficile de hiérarchiser les deux autres systèmes d'élevage quant à leur potentiel impact sur le benthos puisque les surfaces affectées sont souvent plus importantes pour la Grande ferme et les niveaux de pression plus importants pour la ferme Moyenne. Enfin, puisque les impacts évalués par ACV sont pour la majorité liés à la production d'aliment, ils augmentent avec la quantité d'aliment utilisée sur la ferme et donc avec la taille de l'exploitation. Dans l'absolu, que ce soit en termes de quantité de rejets particulaires

émise, d'impacts potentiels sur le benthos ou de catégorie d'impacts évalués par ACV, le système le moins impactant sera donc probablement la Petite ferme et le plus impactant pourrait être la Grande ferme. Les interprétations tirées de ces analyses peuvent donc différer en fonction de la manière dont les résultats sont exprimés, d'où l'importance, à nouveau, de multiplier les perspectives et méthodes d'analyses dans le cadre d'évaluations environnementales.

1.3. Conclusions sur les leviers d'actions testés

En introduction de ce manuscrit, nous avons proposé un inventaire non exhaustif de mesures techniques ou organisationnelles visant à minimiser l'impact benthique des systèmes piscicoles nourris et à respecter la capacité d'assimilation des sites. Les travaux issus de ce projet de thèse ont permis d'évaluer l'intérêt environnemental de deux de ces mesures pour le cas d'étude de Mayotte, la sélection de site et la co-production d'ombrine ocellée et de *H. scabra* dans le cadre d'un système AMTI.

Nous avons proposé une analyse exploratoire des conditions de dispersion des rejets particulaires des trois scénarios de fermes dans des environnements hydrodynamiques contrastés afin d'identifier les conditions les plus propices au développement aquacole. De manière générale, les empreintes organiques prédites sont caractérisées par une forme elliptique dans le sens du courant de marée, avec des taux de dépôt les plus importants à proximité des cages et décroissants avec la distance. Dans le cas de la ferme Moyenne, dans les conditions hydrodynamiques les plus concentratives (intensité moyenne des courants de marée < 1 cm s^{-1} sur 33 m de profondeur), les taux de dépôts particulaires maximum atteignaient plus de 40 kg solide m^{-2} an^{-1} et l'aire benthique totale affectée s'étendait sur 16 200 m², contre moins de 6 kg solide m^{-2} an^{-1} et une aire affectée de 21 400 m² dans les conditions les plus dispersives (16.8 cm s^{-1} et 36 m de profondeur). La même tendance se dessine pour les deux autres fermes. La littérature scientifique et les réglementations concernant la pisciculture en mer, semblent admettre qu'il est préférable (et plus acceptable) de privilégier les taux de dépôts sur le fond les plus faibles possibles à des aires impactées les plus faibles possibles, afin d'éviter de dégrader de façon irréversible le milieu. Pour cette raison, nous avons identifié les facteurs hydrodynamiques les plus importants pour disperser les rejets. Dans la gamme des conditions hydrodynamiques testées, nos analyses soulignent l'effet dominant de l'intensité du courant par rapport à la bathymétrie. La prépondérance du courant sur l'impact benthique a déjà été mise en exergue au cours de précédents travaux (Borja et al., 2009). Nos résultats confirment donc la nécessité de prioriser ce critère lors du zoning et de la sélection des sites afin de sélectionner des écosystèmes récepteurs sur la base de leur capacité de dispersion. Dans le cas où la question de l'acceptabilité serait abordée différemment, par exemple s'il était préférable de concentrer l'impact, ces conclusions seraient également valables. Evaluer la capacité de dispersion des rejets particulaires piscicoles de différents sites était une première étape indispensable pour estimer leurs capacités d'assimilation. Cependant, des travaux complémentaires sont désormais nécessaires pour inclure d'autres fonctions des habitats qui influencent

la dégradation et le transfert de la matière aux réseaux trophiques. Ces mécanismes tendent à être intégrés aux modèles d'impacts, cependant, étant donné la diversité des écosystèmes à l'échelle d'une zone géographique, l'étude de la capacité d'assimilation à cette échelle posera de nouveaux défis.

Nous avons également évalué l'intérêt environnemental d'associer un compartiment extractif holothurie à un scénario de ferme en monoculture (ferme Moyenne) en estimant la capacité de bioremédiation de l'espèce déposivore *H. scabra* et les impacts environnementaux du système AMTI par ACV. Compte-tenu des limitations de densité d'élevage connues à ce jour pour différentes espèces d'holothurie (entre 0.2 et 2 kg biomasse m^{-2}), dont *H. scabra*, le système AMTI affiche une réduction inférieure à 1% du flux net de rejets particulaires en comparaison de son équivalent en monoculture. Avec de telles densités d'élevage, la production annuelle de *H. Scabra* est estimée à 2.8 t, ce qui est marginal en comparaison des 300 t de poisson produits par la ferme. Pour cette raison, les différences d'impacts évaluées via l'ACV par t de produit ou par kg de protéines entre un système en monoculture et un système AMTI sont négligeables. Ces résultats corroborent ceux obtenus sur d'autres types de systèmes AMTI (Mendoza Beltran et al., 2018) et confirment l'importance d'une adéquation entre les échelles de production des différents compartiments trophiques (Troell et al., 2009). Une intensification de la production de *H. scabra*, aurait probablement pour conséquence de réduire les impacts sur l'eutrophisation et l'utilisation de production primaire nette (indicateurs d'impacts ACV) aux dépens d'une augmentation des impacts sur le changement climatique et l'utilisation d'énergie. L'analyse environnementale menée n'a donc pas mis en évidence de clairs bénéfices environnementaux associés à cette forme d'AMTI. Les éventuels intérêts économiques inhérents à la co-production d'holothurie mériteraient d'être évalués pour conclure sur la durabilité d'un tel système.

2. APPLICATIONS POUR L'AIDE A LA GESTION

Les outils et méthodes développés dans le cadre de ces travaux ainsi que les résultats qui en sont issus répondent à différentes problématiques de gestion de l'aquaculture à l'échelle des responsables politiques, des services instructeurs, des gestionnaires de ressources et des producteurs.

2.1. Aide à la conception de programme de développement et de réglementation

L'ACV est un outil d'évaluation pertinent pour faciliter la conception de programmes de développement aquacole favorisant les systèmes et pratiques à faible impact environnemental (Bohnes et al., 2018), mais nécessite de disposer de bases de données spécifiques aux contextes étudiés. A notre connaissance, aucune étude précédente n'avait évalué les impacts de systèmes aquacoles présents à Mayotte par ACV. Cette étude fournit donc une base de données de processus unitaires (éléments permettant la formalisation des inventaires de cycle de vie dans les outils de l'ACV) spécifiques au contexte Mahorais (ex : origine géographique des intrants utilisés). Ces données, partiellement rendues disponibles dans les annexes du quatrième chapitre, sont d'intérêts pour l'évaluation et la comparaison

d'autres scénarios d'aquaculture sur le territoire. La comparaison des impacts de différents systèmes d'élevage pourrait servir à soutenir des réglementations visant à limiter les pratiques les plus polluantes ou pourrait faciliter la définition des schémas de développement régionaux. Par exemple, privilégier un développement basé sur plusieurs Petites et Moyennes fermes ou sur une seule Grande ferme pour atteindre l'objectif de 1500t de poisson produit à Mayotte en 2030. Ces comparaisons pourraient s'étendre à différents schémas de filière pour évaluer l'impact des produits de l'aquaculture selon différents modes de transformation ou de transport. En effet, notre analyse s'est arrêtée à la porte de la ferme, mais il serait par exemple possible de comparer le bilan environnemental des produits selon deux voies de commercialisation pratiquées à Mayotte : la distribution en frais sur le marché local et l'export en frais par avion.

2.2. Zonage et sélection de site

L'analyse exploratoire de la dispersion des rejets des trois scénarios de fermes dans des conditions hydrodynamiques contrastées à l'échelle du lagon NE a permis d'établir des recommandations pour faciliter la planification spatiale de l'aquaculture à Mayotte. Cette analyse a mis en évidence l'intérêt de sélectionner des sites prioritairement sur la base de l'intensité du courant afin de réduire le risque d'accumulation des rejets aquacoles particulaires à proximité de la ferme. Nous avons démontré la possibilité à partir des abaques produits de proposer des seuils de courant permettant de guider le zonage et la sélection de sites vers des écosystèmes à fortes capacités de dispersion. En l'état, les abaques peuvent également déjà servir à établir des distances de sécurité pour éviter les effets cumulatifs de multiples fermes ou afin de se prémunir d'une possible influence des rejets aquacoles sur des zones d'intérêt écologique. Les tendances générales de ces résultats sont potentiellement transposables à d'autres parties du lagon, en revanche, il semble difficile de les extrapoler à des conditions d'élevage foncièrement différentes de celles testées. Néanmoins, la démarche proposée pour cette analyse (Cf. Figure III.1) a l'avantage d'être générique et donc applicable à d'autres territoires, systèmes d'élevage ou environnements hydrodynamiques sous réserve d'avoir accès à des données et modèles permettant de les caractériser et de les décrire.

Le paramétrage du modèle NewDEPOMOD pour l'ombrine ocellée issue de nos travaux permet d'envisager l'utilisation de ce modèle pour standardiser et faciliter la production d'étude d'impacts sur l'environnement ainsi que l'instruction de nouveaux projets de fermes piscicoles à Mayotte ou dans d'autres territoires produisant cette espèce. De manière analogue aux procédures d'octrois de licence d'exploitation appliquées en Ecosse, la comparaison des prévisions d'impacts du modèle à des NQE pourrait faciliter l'évaluation de l'acceptabilité de l'impact environnemental d'un projet de ferme (Hills et al., 2005). Ces prévisions peuvent également servir à la définition du contenu du cahier des charges de l'autocontrôle, notamment pour délimiter une zone d'effet admissible et pour localiser des stations de mesures. Ces futures applications nécessiteront cependant des travaux scientifiques complémentaires

visant à définir des relations entre la pression exercée par les élevages et la réponse de l'environnement en termes d'état écologique. La réponse des écosystèmes benthiques lagonaires aux rejets organiques est encore peu connue. La définition de seuils écologiques devra tenir compte de la diversité des écosystèmes benthiques présents dans le lagon.

L'utilisation du modèle NewDEPOMOD pour un objectif de zonage dans le cadre d'une analyse exploratoire du risque d'impact benthique ne nécessitait pas une validation de l'outil. Néanmoins, son utilisation pour de la sélection de sites, devra au préalable passer par une vérification des limites d'utilisation du modèle, en comparant les prédictions qui en sont issues à des observations réalisées sur des fermes aquacoles en fonctionnement de routine. Des travaux ont été engagés sur ces deux points dans le cadre de cette thèse et mériteraient d'être poursuivis, une brève description de la méthode suivie est disponible en Annexe 3. Quelles que soient les applications opérationnelles envisagées (zonage ou de la sélection de site), une réflexion devra être menée sur le transfert de l'outil vers une communauté d'utilisateurs non experts.

Une collaboration étroite entre les services instructeurs, les acteurs de la recherche et les développeurs du modèle NewDEPOMOD sera nécessaire pour envisager son application à d'autres espèces aquacoles et territoires d'intérêts et pour permettre une amélioration continue en lien avec des questions de recherche et d'aide à la gestion.

2.3. Optimisation des pratiques

Le modèle de simulation de fonctionnement de ferme FINS simule l'évolution de la biomasse, les flux d'aliment distribués ainsi que les rejets générés en fonctionnement de routine. Ce modèle pourrait être utilisé pour optimiser les pratiques aquacoles de manière à maximiser la production et minimiser les impacts environnementaux. Un éleveur aurait en effet la possibilité d'estimer au travers de différents indicateurs zootechniques (ex. taux retour, IC, biomasse récoltable, pertes) les performances de production associées à différentes modalités de gestion (ex. calendrier de pêche, durée du cycle de production, nombre de cohortes). L'intérêt du modèle FINS pourrait être accru grâce à l'intégration d'un modèle de croissance individuel tenant compte des variations d'apport alimentaire (ex. DEB), car cela permettrait d'estimer le gaspillage alimentaire sur la ferme et donc d'optimiser le rationnement pour réduire les coûts de production et les rejets. Bien que la présentation de FINS ait fait l'objet d'une publication scientifique, le modèle n'est pour l'instant pas disponible en ligne. La construction sous Excel de ce modèle pourra faciliter son transfert à un public non-expert car cet environnement de travail est largement connu et disponible sur la plupart des environnements informatiques. Son transfert nécessitera également une amélioration de l'interface utilisateur et la rédaction d'un guide d'utilisation afin de rendre cet outil « clé en main ».

3. PERSPECTIVES SCIENTIFIQUES

3.1. Quels seuils écologiques à définir ?

L'amélioration des performances environnementales de l'aquaculture est conditionnée par notre capacité à définir des seuils écologiques. Comme nous avons pu le démontrer, certaines conditions de production sont plus vertueuses pour l'environnement que d'autres, mais aucune forme d'aquaculture ne permet de s'affranchir de potentiels impacts environnementaux. De plus, comme nous l'avons observé, les mesures correctives peuvent occasionner un transfert de pollutions vers d'autres types d'impacts (ex. réduction des émissions pouvant avoir un impact sur l'eutrophisation au dépend de celles pouvant affecter le changement climatique dans le scénario AMTI) ou d'autres espaces (ex. réduction de l'accumulation de rejets sur du sédiment meuble sous les cages aux dépends de transferts sur des écosystèmes coralliens aux alentours). Dans ce contexte, il est nécessaire de quantifier le lien entre dose de pollution et réponse de l'écosystème pour chaque type d'impact et chaque type d'écosystème, afin d'évaluer l'acceptabilité des transferts d'impact. Des seuils écologiques ne doivent donc pas seulement être définis pour évaluer l'impact des rejets particulaires sur le benthos, mais pour l'ensemble des pollutions et impacts considérés dans l'analyse environnementale. Cela représente un défi majeur pour les impacts intervenant à de vastes échelles spatiales et liés à des pollutions cumulatives dans le temps. Cependant, les récentes avancées sur les questions climatiques, telle que le budget de 420 Gt CO_2 proposé par le GIEC pour avoir 66% de chance de limiter le réchauffement climatique à +1,5°C en 2100 (IPCC, 2018), semblent démontrer que la définition de tels seuils est possible. L'appropriation et l'intégration de ce type de seuils aux méthodes d'analyses environnementales telle que l'ACV permettra de progresser dans la compréhension des impacts des activités humaines sur l'environnement.

3.2. Quels sont les autres interactions et impacts environnementaux à explorer ?

Ce travail s'est focalisé sur l'évaluation du risque d'impact sur l'écosystème benthique, plusieurs autres interactions entre aquaculture et environnement mériteraient d'être explorées. En introduction de ce manuscrit de thèse, nous avons présenté une liste indicative des potentiels impacts de l'aquaculture sur l'environnement (Tableau I.2). A la lumière des connaissances acquises dans ces travaux concernant les spécificités de l'aquaculture à Mayotte et de la particularité des écosystèmes qui façonnent le lagon, nous avons identifié quelques pistes de recherche à privilégier pour compléter cette analyse.

Le développement des activités anthropiques (ex. pêches, aménagement du littoral) et les changements globaux sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur la ressource pélagique du lagon. Cependant, plusieurs études d'impacts sur l'environnement réalisées pour des fermes installées dans le lagon (Thomassin et al., 2002; Wickel et al., 2009) ont fait état de peuplements plus riches (abondances et biomasse) à proximité des cages que sur des biotopes comparables et non soumis aux effets de la ferme et ont souligné le rôle de nurserie joué par les infrastructures d'élevage. Ces effets d'attraction et de concentration de poissons sauvages autour de systèmes piscicoles sont déjà bien connus et décrits

(Callier et al., 2018). Il serait donc intéressant d'évaluer l'impact positif que peuvent avoir les structures d'élevage sur la biodiversité des espèces pélagiques et récifales du lagon.

L'ombrine est une espèce introduite dans le lagon de Mayotte, il semble donc essentiel d'évaluer le risque de colonisation de cette espèce dans le milieu. A Taiwan, où l'espèce a également été introduite, des échappements de cage et lâchers volontaires ont amené à une colonisation et prolifération effective le long de la côte Ouest (Liao et al., 2010). D'autres références mentionnent des possible colonisation du milieu au Mexique, en Italie et Israël liée à des échappés provenant de fermes aquacoles (Wakida-kusunoki and Santos-Valencia, 2008). Malgré des épisodes d'échappements parfois massifs et des conditions naturelles permettant l'émission de gamètes viables, aucune observation de colonisation n'a été reportée à Mayotte où dans les autres territoires d'outre-mer où l'ombrine est produite depuis environ 30 ans (Falguière, 2005). Cela laisse supposer une absence de biotope adapté au développement des larves et des juvéniles (Falguière, 2005) et donc un risque d'invasion du milieu limité. Cependant, une absence d'observation ne constitue pas une preuve suffisante pour écarter ce risque : des recherches devraient donc être menées sur cette question ou *a minima* des suivis devraient être mis en place si cette activité devait se développer dans le lagon.

Le lagon de Mayotte est caractérisé par une forte abondance de récifs coralliens. Ces écosystèmes jouent un rôle capital dans la protection du littoral, la production de biomasse de poisson et la purification des eaux (Trégarot et al., 2017) et fournissent de nombreux autres services écosystémiques (Moberg and Folke, 1999). La couverture corallienne des récifs frangeants et de la barrière de corail a diminué de 60% en 15 ans (Trégarot et al., 2017) et le développement des activités humaines dans le lagon risque d'accélérer ce phénomène, notamment si ces activités génèrent des émissions de nutriments dans le milieu. L'enrichissement des eaux en nutriments peut être responsable d'effets négatifs sur la physiologie du corail (D'Angelo and Wiedenmann, 2014) et sur sa capacité de résilience face à des changements globaux (Hall et al., 2018). Par conséquent, et compte tenu des rejets dissous également générés par l'activité aquacole, il serait nécessaire d'évaluer les conséquences du développement de l'aquaculture dans le lagon sur l'état de santé de ces écosystèmes.

3.3. Comment intensifier l'holothuriculture en AMTI ?

Les holothuries sont largement reconnues comme des espèces d'intérêt pour valoriser et extraire les rejets aquacoles, cependant les densités et techniques d'élevage connues à ce jour ne permettent pas d'atteindre des niveaux de bioremédiation suffisant pour envisager leur co-culture en AMTI à l'échelle commerciale (Purcell et al., 2012; Zamora et al., 2018). De nombreuses études ont fait état de limites de densité d'élevage en holothuriculture (entre 0.2 et 2 kg m^{-2}) au-delà desquelles, la croissance des animaux semble inhibée (Slater and Carton, 2007; Yokoyama, 2013; Yu et al., 2014). La compétition pour l'espace et la nourriture sont des facteurs couramment cités pour expliquer ces limites de densité.

Cependant, à notre connaissance, aucune étude n'a pour l'instant vérifié ces hypothèses. De nouvelles recherches devraient donc être menées en ce sens, afin de tester l'effet de ces deux facteurs et leurs interactions sur la croissance et la capacité d'ingestion des animaux. En outre, les techniques d'élevage utilisées pour la production d'holothuries sont pour le moment extensives et ne permettent donc pas d'atteindre des volumes de production importants sur des surfaces d'élevage restreintes. Il est donc également nécessaire de poursuivre les recherches sur la conception de nouvelles techniques et infrastructures d'élevage qui permettraient d'augmenter la surface de production, tout en en sécurisant les animaux et en leur garantissant un accès suffisant à la nourriture (Fortune, 2013).

3.4. Alimentation des élevages, quelles solutions pour réduire l'impact global ?

Nos résultats, conformément à de nombreuses études ACV, montrent que les impacts environnementaux de l'aquaculture à l'échelle régionale ou globale reposent essentiellement sur la phase de production d'aliment. Le principal enjeu pour le développement d'une pisciculture durable est donc de déterminer des moyens pour réduire ces impacts, en améliorant l'indice de conversion (augmentation de la biomasse produite et/ou réduction de la quantité d'aliment utilisée) et en proposant de nouveaux aliments plus performants sur le plan environnemental. Plusieurs pistes ont été évoquées au cours des différents chapitres de ce manuscrit pour réduire l'indice de conversion : optimisation de la formulation de l'aliment, utilisation de probiotique, sélection génétique, amélioration des méthodes de nourrissage afin de réduire le gaspillage alimentaire (Cf. Chapitre 1), bon entretien et surveillance des infrastructures d'élevage (Cf. Chapitre 2), sélection d'environnements hydrodynamiques appropriés pour l'espèce (Cf. Chapitre 3) ou encore AMTI (Cf. Chapitre 4). Les travaux menés pour produire des aliments à faible coût environnemental n'ont pas été évoqués jusqu'ici, il s'agit cependant d'un champ de recherche actif et primordial pour améliorer la durabilité environnementale de l'aquaculture. On pourra citer les quelques études suggérant de réduire les impacts liés à la production des farines et huiles de poissons, en exploitant par exemple des espèces de plus bas niveau trophique (Ellingsen and Aanondsen, 2006; McGrath et al., 2015), ainsi que les nombreux travaux menés sur la substitution de farines et huiles de poissons par différents ingrédients : issus de productions végétales terrestres (entre autres Avadí et al., 2015; Boissy et al., 2011; Papatryphon et al., 2004; Pelletier and Tyedmers, 2007; Smarason et al., 2017), de co-produits d'origine aquatique (Papatryphon et al., 2004; Pelletier and Tyedmers, 2007), de déchets provenant de l'alimentation humaine (Strazza et al., 2015), d'insectes (Le Féon et al., 2019) ou d'algues (Seghetta et al., 2017).

RÉFÉRENCES

Abdou, K., Aubin, J., Romdhane, M.S., Le Loc'h, F., Lasram, F.B.R., 2017. Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. Aquaculture 471, 204–212. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.019

Aubin, J., 2013. Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour. 8. https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20138011

Avadí, A., Pelletier, N., Aubin, J., Ralite, S., Núñez, J., Fréon, P., 2015. Comparative environmental performance of artisanal and commercial feed use in Peruvian freshwater aquaculture. Aquaculture 435, 52–66. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2014.08.001

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., 2017. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? Mar. Pollut. Bull. 119, 23–30. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.004

Bohnes, F.A., Hauschild, M.Z., Schlundt, J., Laurent, A., 2018. Life cycle assessments of aquaculture systems: a critical review of reported findings with recommendations for policy and system development. Rev. Aquac. 1–19. https://doi.org/10.1111/raq.12280

Boissy, J., Aubin, J., Drissi, A., van der Werf, H.M.G., Bell, G.J., Kaushik, S.J., 2011. Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. Aquaculture 321, 61–70. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2011.08.033

Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D., 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. Aquaculture 293, 231–240. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.037

Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O'Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., McKindsey, C.W., 2018. Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. Rev. Aquac. 10, 924–949. https://doi.org/10.1111/raq.12208

Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., McCurdy, E.P., 2014. Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations. Aquac. Environ. Interact. 5, 185–208. https://doi.org/10.3354/aei00104

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Treasurer, J., Black, K.D., Inall, M., 2009. Modelling the impact of cod (*Gadus morhua L.*) farming in the marine environment-CODMOD. Aquaculture 289, 42–53. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.020

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K.D., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquac. Environ. Interact. 2, 157–176. https://doi.org/10.3354/aei00034

D'Angelo, C., Wiedenmann, J., 2014. Impacts of nutrient enrichment on coral reefs: new perspectives and implications for coastal management and reef survival. Curr. Opin. Environ. Sustain. 7, 82–93. https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2013.11.029

Ellingsen, H., Aanondsen, S.A., 2006. Environmental Impacts of Wild Caught Cod and Farmed Salmon - A Comparison with Chicken. Int. J. Life Cycle Assess. 11, 60–65. https://doi.org/10.1065/lca2006.01.236

Falguière, J.C., 2005. Risques de colonisation du milieu naturel par l'ombrine tropicale, *Sciaenops ocellatus* dans le contexte des DOM TOM Français: Synthèse bibliographique, enquête mondiale et propositions d'actions.

Fortune, A.C., 2013. Integrated Multi-Trophic Aquaculture with the California Sea Cucumber (*Parastichopus californicus*): Investigating Grow-out Cage Design for Juvenile Sea Cucumbers Co-cultured with Pacific Oysters (Crassostrea gigas). Simon Fraser University.

Hall, E.R., Muller, E.M., Goulet, T., Bellworthy, J., Ritchie, K.B., Fine, M., 2018. Eutrophication may compromise the resilience of the Red Sea coral *Stylophora pistillata* to global change. Mar. Pollut. Bull. 131, 701–711. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.067

Hills, A., Spurway, J., Brown, S., Cromey, C., 2005. Regulation and monitorting of marine fish farming in Scotland (Annex H) methods for modelling In-feed anti-parasitics and benthic effects.

IPCC, 2018. 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,.

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquac. Environ. Interact. 3, 275–291. https://doi.org/10.3354/aei00068

Le Féon, S., Thévenot, A., Maillard, F., Macombe, C., Forteau, L., Aubin, J., 2019. Life Cycle Assessment of fish fed with insect meal: Case study of mealworm inclusion in trout feed, in France. Aquaculture 500, 82–91. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2018.06.051

Liao, Y.C., Chen, L.S., Shao, K.T., 2010. The predatory Atlantic red drum, *Sciaenops ocellatus*, has invaded the western Taiwanese coast in the Indo-West Pacific. Biol. Invasions 12, 1961–1965. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9642-x

McGrath, K.P., Pelletier, N.L., Tyedmers, P.H., 2015. Life cycle assessment of a novel closed-containment salmon aquaculture technology. Environ. Sci. Technol. 49, 5628–5636. https://doi.org/10.1021/es5051138

Mendoza Beltran, A., Chiantore, M., Pecorino, D., Corner, R.A., Ferreira, J.G., Cò, R., Fanciulli, L., Guinée, J.B., 2018. Accounting for inventory data and methodological choice uncertainty in a comparative life cycle assessment: the case of integrated multi-trophic aquaculture in an offshore Mediterranean enterprise. Int. J. Life Cycle Assess. 23, 1063–1077. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1363-2

Moberg, F., Folke, C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems, Ecological Economics.

Papatryphon, E., Petit, J., Kaushik, S.J., van der Werf, H.M.G., 2004. Environmental impact assessment of salmonid feeds using Life Cycle Assessment (LCA). Ambio 33, 316–323. https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.6.316

Pelletier, N., Tyedmers, P., 2007. Feeding farmed salmon: Is organic better? Aquaculture 272, 399–416. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.06.024

Purcell, S.W., Hair, C.A., Mills, D.J., 2012. Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: Progress, problems and opportunities. Aquaculture 368–369, 68–81. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.08.053

Riera, R., Pérez, Ó., Cromey, C., Rodríguez, M., Ramos, E., Álvarez, O., Domínguez, J., Monterroso, Ó., Tuya, F., 2017. MACAROMOD: A tool to model particulate waste dispersion and benthic impact from offshore sea-cage aquaculture in the Macaronesian region. Ecol. Modell. 361, 122–134. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.006

Seghetta, M., Romeo, D., D'Este, M., Alvarado-Morales, M., Angelidaki, I., Bastianoni, S., Thomsen, M., 2017. Seaweed as innovative feedstock for energy and feed – Evaluating the impacts through a Life Cycle Assessment. J. Clean. Prod. 150, 1–15. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.02.022

Slater, M.J., Carton, A.G., 2007. Survivorship and growth of the sea cucumber *Australostichopus (Stichopus) mollis* (Hutton 1872) in polyculture trials with green-lipped mussel farms. Aquaculture 272, 389–398. https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.07.230

Smarason, B.O., Ogmundarson, O., Arnason, J., Bjornsdottir, R., Daviosdottir, B., 2017. Life cycle assessment of Icelandic Arctic char fed three different feed types. Turkish J. Fish. Aquat. Sci. 17, 79–90. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v17_1_10

Strazza, C., Magrassi, F., Gallo, M., Del Borghi, A., 2015. Life Cycle Assessment from food to food: A case study of circular economy from cruise ships to aquaculture. Sustain. Prod. Consum. 2, 40–51. https://doi.org/10.1016/J.SPC.2015.06.004

Thomassin, B.A., Rennaco, E., Pichon, M., Delesalle, B., Seguin, F., Marschal, C., 2002. Etude des impacts sur l'environnement récifo-lagonaire de la pisciculture de poissons de mer, en cages flottantes, de la ferme aquacole de longoni de "Mayotte Aquaculture."

Trégarot, E., Failler, P., Maréchal, J.-P., 2017. Evaluation of coastal and marine ecosystem services of Mayotte: Indirect use values of coral reefs and associated ecosystems. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.

13, 19–34. https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1407361

Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A.H., Fang, J.-G., 2009. Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. Aquaculture 297, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.010

Wakida-kusunoki, A.T., Santos-Valencia, J., 2008. First record of Red Drum *Sciaenops ocellatus* Linnaeus 1766 (Perciformes: Sciaenidae) in Campeche, Mexico. Hidrobiológica 18, 261–264.

Wickel, J., Nicet, J.B., Jamon, A., Turquet, J., Quod, J.P., 2009. Impacts sur le milieu marin de l'élevage de poissons (*Sciaenops ocellatus* et *Rhabdosargus sarba*) en cages flottantes dans le lagon de Mayotte - Site de la Pépinière d'Entreprises Aquacoles en baie de Handré - Rapport Lagonia/Pareto pour le c.

Yokoyama, H., 2013. Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages — Potential for integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture 372–375, 28–38. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.10.022

Yu, Z., Zhou, Y., Yang, H., Ma, Y., Hu, C., 2014. Survival, growth, food availability and assimilation efficiency of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* bottom-cultured under a fish farm in southern China. Aquaculture 426–427, 238–248. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.02.013

Zamora, L.N., Yuan, X., Carton, A.G., Slater, M.J., 2018. Role of deposit-feeding sea cucumbers in integrated multitrophic aquaculture: progress, problems, potential and future challenges. Rev. Aquac. 10, 57–74. https://doi.org/10.1111/raq.12147

ANNEXE 1 : VALORISATION PAR LA COMMUNICATION DES TRAVAUX DE THESE

Conférence internationale, présentation orale
Chary K., Callier M., Covès D., Fiandrino A., Aubin J., 2018. Combination of farm, hydrodynamic and particle tracking models to plan the development of environmentally sustainable aquaculture projects in Mayotte Island. AQUA 2018 - World Aquaculture Society Meetings, Montpellier, France, 25-29 August 2018.
Chary K., Callier M., Covès D., Aubin J., Fiandrino A., 2017. Environmental analysis method to guide aquaculture sustainable development: Case study in Mayotte Marine Natural Park. IPFC10 - Indo-Pacifique Fish Conference, Papeete, Tahiti, Polynésie française, 2-6 October 2017.

Conférence nationale, présentation orale
Callier M., **Chary K.**, Coves D., 2016. Méthode d'évaluation de la capacité de support environnemental d'un site aquacole illustré par le projet CAPAMAYOTTE, travaux en cours et perspectives. « Outils » d'aide à la concertation et à la décision pour un objectif partagé de développement durable de l'aquaculture tenant compte de la préservation de l'environnement. Journées SFAMN – Syndicat Français de l'Aquaculture Marine et Nouvelle, La Grande-Motte, France, 17-18 mars 2016.
Chary K., Callier M., Covès D., Aubin J., Fiandrino A., 2017. Paramétrisation d'un modèle de dispersion des rejets piscicoles (DEPOMOD). Méthode d'évaluation de la capacité de support environnemental pour la sélection de sites compatibles avec un développement durable de l'aquaculture – CAPAMAYOTTE 2. Journées SFAMN - Syndicat Français de l'Aquaculture Marine et Nouvelle, Montpellier, France, 23-24 mars 2017.

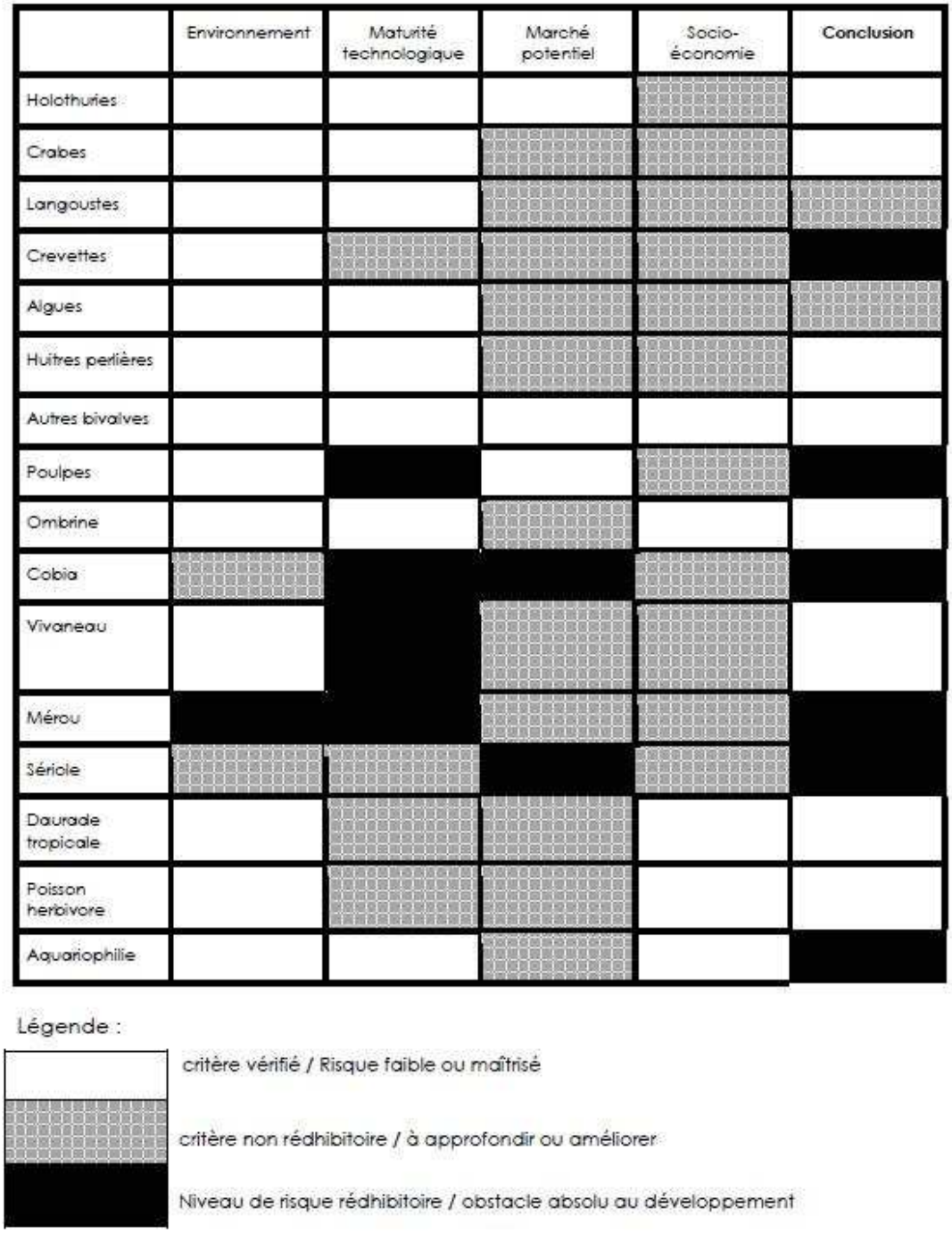
Conférence internationale, poster
Callier M., **Chary K.**, Covès D., Fiandrino A., Giannasi P., 2016. Sustainable development of aquaculture in Mayotte Marine Nature Park. AE2016 - Aquaculture Europe 2016, IUCN session, Edinburgh, Scotland (UK), 23 September 2016.
Chary K., Callier M., Covès D., Aubin J., Fiandrino A., 2017. Aquaculture sustainable development in Mayotte Marine Natural Park: Development of an integrated environmental analysis method. EAS 2017 - 85th European Atherosclerosis Society Congress, Prague, Czech Republic, 23-26 April, 2017.

Présentation en groupe de travail au niveau régional
Chary K., Covès D., Callier M., 2017. Capacité de charge environnementale et outil DEPOMOD. Atelier GEDMA - GEstion Durable du Milieu d'élevage et de la santé des cheptels Aquacoles, Papeete, Tahiti, Polynésie française, 11 octobre 2017.
Covès, D., **Chary, K.**, Roque, E., Laugier, T., Callier, M., 2018. Capacité de charge environnementale des sites piscicoles marins. Réunion - Evaluation de la capacité de charge environnementale de la pisciculture marine, Paris, France, 05 décembre 2018.

Article de presse
Loyens, O., 2017. Aquaculture, une thèse en cours pour un développement durable de la filière. Flash Infos Mayotte (2017.03.14).

ANNEXE 2 : LISTE DES ESPECES CANDIDATES POUR LA DIVERSIFICATION DE L'AQUACULTURE A MAYOTTE

Tableau I.A2.1. Liste des organismes et espèces présentant un intérêt pour la diversification aquacole à Mayotte (Cabinet Gressard consultants et al., 2013).



Références

Cabinet Gressard consultants, Monfort, M., Safidy, 2013. Schéma régional de développement de l'aquaculture de Mayotte (SRDAM). Tome 1.

ANNEXE 3 : ETUDE IN SITU DE LA DISPERSION DES REJETS DE PISCICULTURE EN CAGE D'OMBRINE OCELLEE ET DES IMPACTS SUR LE BENTHOS – MATERIELS ET METHODES.

Objectifs

Au cours du projet doctoral, deux campagnes de terrain ont été organisées sur une ferme commerciale, d'élevage en cage d'ombrine tropicale, à Mayotte dans l'objectif de comparer les taux de dépôts particulaires observés in situ et ceux prédits par le modèle NewDEPOMOD et afin de pouvoir établir des relations quantitatives entre taux de dépôts et réponse de l'écosystème.

La première campagne réalisée en Juin/Juillet 2016 sur la ferme a permis de réaliser des échantillonnages de sédiment à différentes distances de la ferme afin d'étudier l'impact de l'activité aquacole sur les variables biotiques et abiotique de l'écosystème benthique. Les résultats de ces travaux ne sont pas encore connus. La deuxième campagne, réalisée en Octobre/Novembre 2016, a permis de quantifier les flux de rejets particulaires provenant de la ferme et de mesurer les courants sur la zone. Cependant, au cours de l'année 2016, la ferme était en cours de cessation d'activité, ce qui a entraîné une réduction brutale de la biomasse en élevage en fin d'année et des conséquences sur les expérimentations menées lors de la deuxième campagne de terrain. Pour ces deux raisons, seule la méthode suivie et le dispositif mis en place sont présentés dans ce document.

Site d'étude

Le site d'étude est localisé dans la baie de Miangani à proximité du port et du village de Longoni dans le lagon Nord Est de Mayotte (12°43'16.13"S ; 45°10'25.09"E). La ferme d'ombrine ocellée dispose d'une infrastructure de cages flottantes composée d'un parallélépipède d'environ 62 m de long et 38m de large (cages décrites dans le scénario de ferme Moyenne) ainsi que de 4 cages circulaires (12m diamètre) permettant de produire au maximum 400t par an.

En juin 2016, la biomasse de poissons en cages était d'environ 16-18t contre moins de 4t en Octobre 2016. Au cours de la deuxième période, la gestion de l'alimentation sur la ferme n'était pas représentative d'un fonctionnement normal.

Plan expérimental

Le plan d'échantillonnage est défini en 8 stations placées sur deux transects, le transect Est parallèle (125°N) au sens du courant dominant et le transect Nord (35°N) perpendiculaire au sens du courant dominant (Figure V.A3.1). Sur chaque transect, 4 stations d'échantillonnage ont été positionnées à des distances croissantes des cages : directement sous les cages, puis à 50, 100, 200m des cages. La profondeur au niveau de la zone d'échantillonnage était à peu près constante, variant de -17 m à -22 m.

Echantillonnage du benthos

Le protocole proposé pour l'échantillonnage et le traitement des échantillons est similaire à celui suivi pour les campagnes de suivi de la qualité du sédiment marine menées dans le cadre de la Directive Cadre Eau (GT DCE Réunion "Benthos de Substrats Meubles," 2015). Sur chaque station, quatre prélèvements (réplicas) ont été réalisés (32 prélèvements au total) depuis un navire à l'aide d'une benne van Veen d'une surface de 0,1 m² (Figure V.A3.2a). Trois prélèvements (total > 0,25m²) ont été réservés à l'analyse faunistique et le dernier prélèvement à la sédimentologie et aux analyses isotopiques (Cf. section « Rapports isotopiques des sédiments, fèces de poisson et aliments »). Pour chaque prélèvement, un sous-échantillonnage des cinq premiers centimètres de profondeur a été réalisé à l'aide d'un carottier à main pour caractérisation de la matière organique.

Les sédiments destinés à l'analyse faunistique sont tamisés à bord du navire sur une maille de 1mm. Après tamisage, les refus du tamis ont été fixés plus de 48h dans une solution d'eau de mer formolée (entre 4 % et 8 %), puis rincés à l'eau et réimmergés avec de l'éthanol à 90%. Au laboratoire, la macrofaune a été triée, dénombrée et identifiée à dire d'expert jusqu'au plus bas niveau taxonomique possible. Plusieurs indices de biodiversité ont été calculés dont (1) la richesse spécifique (2) l'indice de Shannon-Wiener (H') (3) l'indice d'équitabilité de Piélou (J') (4) l'indice de Simpson (D) (5) l'indice de Jaccard (djk) ainsi que (6) l'indice AMBI (Borja et al., 2000).

Dans le quatrième prélèvement, deux réplicas d'approximativement 300g ont été réalisés par carottage directement dans la benne pour analyse granulométrique sur colonne de sédimentation en utilisant la gamme des tamis AFNOR (6 tamis de 0.063 mm à 2mm).

Les taux de matière organique et de carbonate des sédiments de chacun des 32 prélèvements des cinq premiers cm de sédiments ont été déterminés par perte au feu. Pour ce faire, 2g de sédiments ont prélevé par échantillon, puis successivement pesés après 48h de séchage à 60°C, 4h au four à 450°C et 2h au four à 950°C.

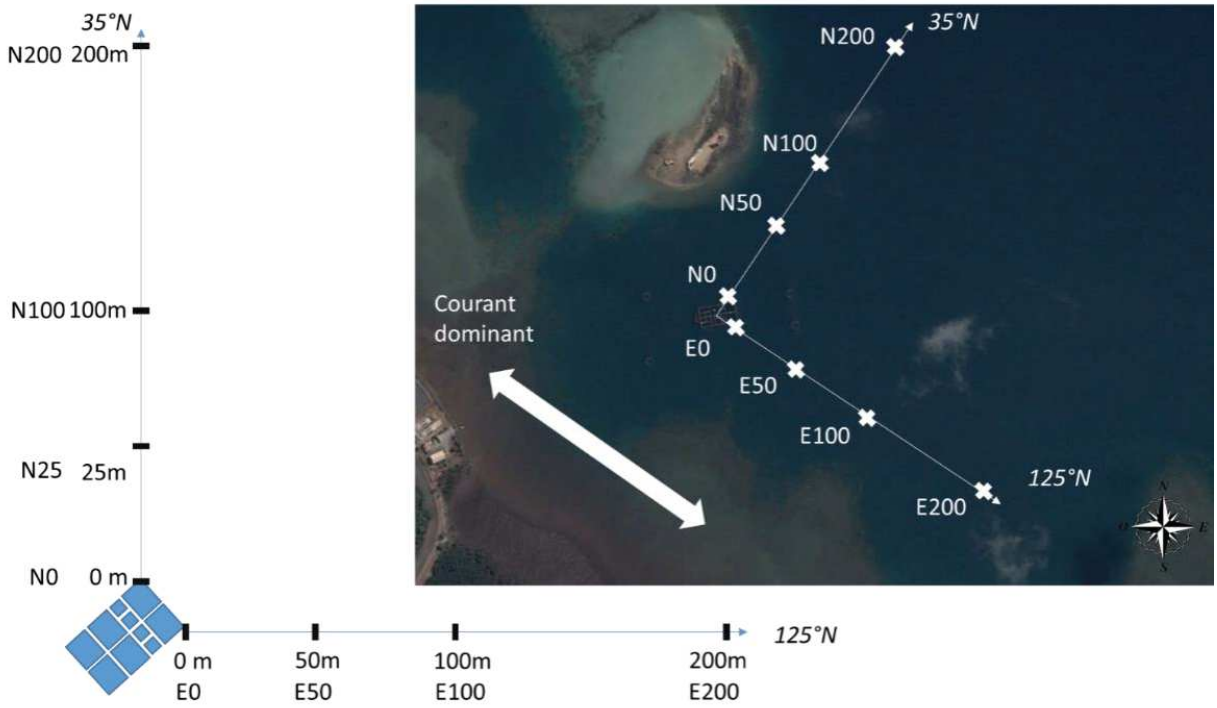


Figure V.A3.1. Schématisation du plan d'échantillonnage pour le prélèvement de sédiment benthique et l'installation des pièges à sédiments.

Pièges à sédiments

Des pièges à sédiments en PVC respectant un ratio longueur diamètre de 5 :1 (Wassmann et al., 1991) ont déployés en plongée. Les pièges sont de forme de cylindrique (diamètre interne = 14 cm) et se terminent par un embout conique muni d'un pas de vis permettant de fixer des flacons d'échantillonnage (Figure V.A3.2b). Chaque station était équipée de trois pièges distants latéralement d'environ 0.7 m et maintenu à une hauteur d'environ 4m du fond afin d'éviter de capter les sédiments éventuellement remis en suspension par les courants de fond. Les pièges étaient maintenus verticaux dans la colonne d'eau grâce à un ancrage dans le sédiment et des cordages attachés à des bouées en subsurface. Après la pose des pièges, des plongeurs venaient équiper les pièges de flacons d'échantillonnage contenant une solution de formol (5%) sur-saline (120 g/l) afin éviter la dégradation de la matière organique sédimentée. Les pièges ont été déployés sur deux périodes successives de 19 et 10 jours aux termes desquels, des plongeurs venaient collectés les flacons.

Au laboratoire, les flacons ont été immobilisés pour décantation pendant 24h puis le surnageant a été siphonné. Le contenu du flacon a été transféré dans une coupelle pour criblage des débris et organismes vivants puis le sédiment a été réintroduit dans le flacon. Le flacon été complété avec de l'eau distillée afin de rincer le sel et le formol puis de nouveau laisser pour décantation pendant 12h après quoi le surnageant a de nouveau été siphonné. Le sédiment restant a été transféré dans des

barquettes préalablement pesées puis mis à l'étude pendant 72h à 60°C et de nouveau peser pour évaluer le taux de dépôt particulaire sédimentée.

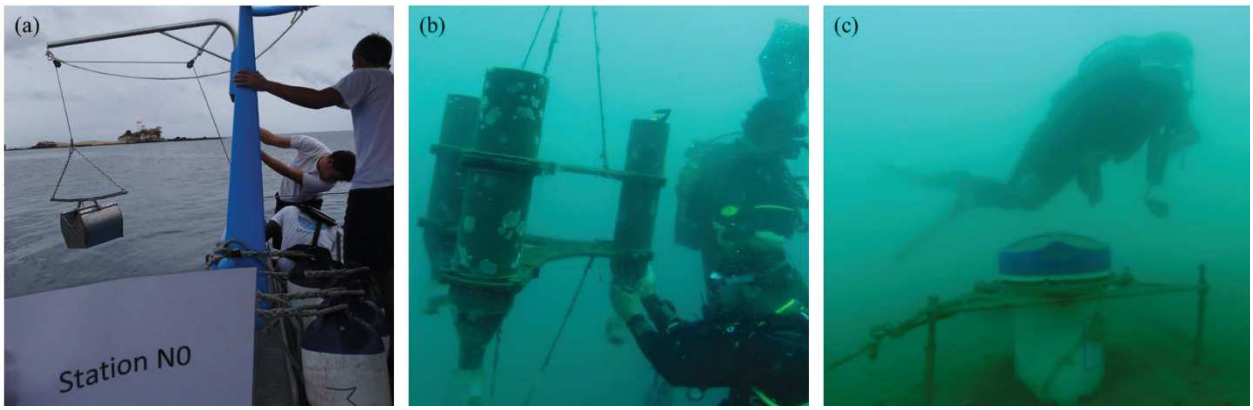


Figure V.A3.2. (a) Prélèvement de sédiment à l'aide d'une benne van Veen (b) Vissage des flacons d'échantillonnage sur les pièges à sédiment en plongée (c) Installation du courantomètre.

Mesures de courants

Afin de mesurer l'intensité et la direction des courants sur colonne d'eau, un courantomètre acoustique (Acoustic Doppler Current Profile, Workhorse sentinel 600hz) a été déployé sur le fond à une distance de 60m du centre des cages pendant la durée de pose des pièges à sédiments (Figure V.A3.2c).

Rapports isotopiques des sédiments, fèces de poisson et aliments

Après les deux carottages destinés à la sédimentologie sur le 4ème prélèvement réalisé sur chaque station, des sous échantillonnages de sédiment et de macrofaune ont été réalisés pour analyse isotopique. La macrofaune d'une taille supérieure à 1 mm triée sur tamis, comme précédemment décrit, a été transférée dans des tubes d'eau de mer. Au laboratoire les individus ont été rincés à l'eau distillée puis mis à jeun pendant 24h dans des boites de pétri contenant de l'eau de mer filtrée. Les individus ont été photographiés individuellement, lyophilisés dans des tubes Eppendorf individuels, puis réduit en poudre au mortier. Les tubes contenant des organismes munis d'une cuticule ou d'une carapace ont été baignés pendant 12h dans une solution de HCl à 1N afin de retirer le carbone inorganique, puis rincés à l'eau distillée et de nouveau lyophilisé pour conservation. Les prélèvements de sédiment ont quant à eux été lyophilisés directement.

Un échantillon d'environ 60g d'aliment commercial distribué pendant la période de prélèvement de sédiment par benne a été réalisée sur la ferme. Les aliments ont été hachés finement, puis pulvérisé en poudre au broyeur à bille et lyophilisé pour conservation.

Sur la même période, un lot de 6 poissons nourris (poids moyen : 1.6kg) avec ce type d'aliment a été péché sur la ferme pour prélèvement de matière fécale. Les fèces ont été prélevées par stripping puis lyophilisé pour conservation.

Les échantillons de macrofaune, sédiment, aliment et fèces ont été analysés par un analyseur élémentaire CHN pour le carbone organique particulaire et l'azote particulaire afin de calculer leur ratio atomique C/N. Le gaz résultant de ces analyses élémentaires a été introduit dans un spectromètre de masse à rapport isotopique afin de déterminer les rapports $^{15}N/^{14}N$ et $^{13}C/^{12}C$.

Un récapitulatif de l'ensemble des prélèvements collectés et des analyses réalisées sur ces échantillons est disponible dans le Tableau V.A3.1.

Tableau V.A3.1. Synthèse des prélèvements et analyses réalisés.

Expérimentation	**Type de prélèvement**	**Analyses**
Echantillonnage par benne sur les 8 stations	Sédiment	- Taux de matière organique et carbonates - Analyse isotopique - Granulométrie
	Macrofaune	- Analyse faunistique - Analyse isotopique
Echantillonnage par piège à sédiment sur les 8 stations	Sédiment	- Taux de sédimentation - Taux de matière organique et carbonates - Analyse isotopique
Prélèvements sur la ferme	Fèces d'ombrine Aliment	- Analyse isotopique - Analyse isotopique

Références

Borja, A., Franco, J., Erez, V.P., Environment, M., Perez, V., 2000. A marine biotic index to etablish the ecological quality of soft bottom benthos within european estuarine and coastal environnements. Mar. Pollut. Bull. 40, 1100–1114. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8

GT DCE Réunion "Benthos de Substrats Meubles," 2015. Fascicule technique pour la mise en oeuvre du réseau de contrôle de surveillance DCE "Benthos de Substrats Meubles " à La Réunion. Projet Bon Etat II, réactualisation de l'état des lieux du SDAGE Réunion. https://doi.org/RST-DOI/2015-12

Wassmann, P., Heiskanen, A.-S., Lindahl, O., 1991. Sediment trap studies in the Nordic countries, in: Wassmann, P, Heiskanen, A., Lindahl, O (Eds.), Proceedings of the Symposium Sediment Traps in Marine Ecological Research and Monitoring : Kristineberg Marine Biological Station, Fiskebäckskil, Sweden, 21-25 November, 1990. NurmiPrint Oy, Nurmijärvi, p. 309.