

Table des matières

1	Introduction générale	17
I	État de l’art	21
2	Le radiocésium dans le milieu marin	23
2.1	Généralités	23
2.2	Les sources de radiocésium dans l’océan	23
2.2.1	Les essais nucléaires atmosphériques	23
2.2.2	Les rejets contrôlés d’effluents liquides des installations nucléaires	24
2.2.3	Les accidents nucléaires	24
2.3	Le radiocésium, un traceur des masses d’eau	25
2.3.1	La distribution du ^{137}Cs dans les eaux de surface de l’océan mondial	25
2.3.2	L’évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans l’océan Pacifique	25
2.4	Le radiocésium et les organismes vivants	28
2.4.1	Transfert du radiocésium aux organismes marins	28
2.4.2	Sédimentation de la radioactivité contenue dans les particules organiques	31
2.5	Le radiocésium dans le sédiment	31
3	L’accident de Fukushima et ses conséquences	33
3.1	Situation géographique de la centrale et les caractéristiques du Pacifique nord-ouest	33
3.2	La chronologie de l’accident	34
3.3	Les rejets radioactifs engendrés par l’accident	36
3.3.1	Les rejets atmosphériques	36
3.3.2	Les rejets directs en mer	36
3.4	L’évolution spatio-temporelle des concentrations du radiocésium dans l’eau	37
3.4.1	Au niveau de la zone côtière autour de Fukushima	37
3.4.2	En dehors de la zone côtière	38
3.4.3	La variation avec la profondeur	38
3.5	L’état de contamination du compartiment biologique	38
3.5.1	Le plancton	39
3.5.2	Les poissons	40
3.6	La modélisation du transfert des radionucléides aux organismes marins	41
3.6.1	Méthode statique basée sur le facteur de concentration	42
3.6.2	Méthode dynamique basée sur des constantes d’accumulation et d’élimination	43

3.6.3	Méthode dynamique basée sur un modèle de l'écosystème	44
II	Etude de la contamination des populations planctoniques	45
4	Les outils numériques	49
4.1	Le modèle hydrodynamique	49
4.2	Le modèle d'écosystème	50
4.2.1	Le choix du modèle	50
4.2.2	Présentation, formulation du modèle et choix des paramètres	51
4.3	Le modèle radioécologique du transfert des radionucléides aux organismes marins	58
4.4	Le couplage des modèles	58
4.5	Les conditions aux limites	60
4.5.1	A la surface libre et au fond	60
4.5.2	Aux frontières latérales	60
4.6	La configuration numérique	60
5	Contamination of plankton populations	63
III	Modélisation de la contamination des espèces nectoniques	83
6	Description du modèle radioécologique	87
6.1	Introduction	87
6.2	Description du modèle	88
6.3	Choix des paramètres radioécologiques	90
6.3.1	Le taux d'accumulation directe	90
6.3.2	Les taux d'élimination et la demi-vie biologique	90
6.3.3	L'efficacité d'assimilation	92
6.4	Conclusion	92
7	Estimation de la quantité de matière consommée et du régime alimentaire des espèces	93
7.1	Introduction	93
7.2	Les espèces clés	94
7.3	Le nombre de cohortes liées à chaque espèce	96
7.4	Estimation de la quantité de matière consommée	96
7.4.1	La croissance (G)	98
7.4.2	Le métabolisme des espèces (M)	100
7.5	La paramétrisation du métabolisme	102
7.6	Validation des estimations de la ration quotidienne	104
7.7	Les relations trophiques et le régime alimentaire	108
7.7.1	L'occurrence relative (RO_y)	109
7.7.2	La sélection des proies ($\phi(L_y, L_x)$)	111
7.7.3	L'abondance des espèces	112
7.7.4	Détermination du régime alimentaire des espèces	113

7.8	Conclusion	115
8	Application du modèle	117
8.1	Introduction	117
8.2	Description des données utilisées	117
8.3	Déroulement de la simulation	118
8.4	Analyse des résultats liés à la période pré-accidentelle	119
8.4.1	Validation du modèle	119
8.4.2	La variabilité des concentrations simulées	120
8.5	Analyse des résultats liés à la période post-accidentelle	121
8.5.1	La comparaison des résultats du modèle avec les observations	121
8.5.2	Effet de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau	123
8.5.3	Effet du déplacement des poissons	125
8.6	L'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans les espèces	127
8.6.1	La concentration maximale	129
8.6.2	La phase de croissance	130
8.6.3	La phase de décroissance	131
8.7	Le Facteur de concentration	132
8.8	La proportion relative de ^{137}Cs accumulé à partir de la nourriture	135
8.9	L'analyse de sensibilité	135
8.10	Conclusion	144
9	Conclusion générale	147
9.1	Synthèse des résultats	147
9.2	Limites de l'étude	149
9.3	Les perspectives	150
A	Les paramètres utilisés dans le modèle biogéochimique NEMURO	165
B	Enveloppes environnementales utilisées pour les différentes espèces	169

Chapitre 1

Introduction générale

Le séisme de magnitude 9 survenu le 11 mars 2011 à 80 km à l'Est de l'île de Honshu au Japon, et le tsunami qui s'en est suivi, ont affecté gravement le territoire japonais dans la région de Tohoku, avec des conséquences majeures pour les populations et les infrastructures. Parmi les conséquences dramatiques de ce tsunami l'endommagement d'une grande partie de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi située à 145 km de l'épicentre, engendrant ainsi de très importants rejets radioactifs dans l'environnement. Comme ce fut le cas pour l'accident de Tchernobyl en 1986, l'accident de Fukushima a été classé par l'autorité de sûreté japonaise (NISA) au niveau maximum (7) de l'échelle INES (International Nuclear Event Scale).

Les radionucléides rejetés dans l'environnement suite à cet accident sont principalement l'iode-131 (^{131}I) et les deux isotopes du césium (^{134}Cs and ^{137}Cs). D'autres radionucléides tels que ^{132}Te , ^{132}I , ^{90}Sr , ont également fait partie des éléments rejetés mais sans pour autant marquer l'environnement marin en raison des faibles quantités rejetées et/ou de leurs courtes demi-vies (ex : 3.3 jours pour ^{132}Te). Influencés par la direction des vents au moment de l'accident, environ 80% des rejets radioactifs émis dans l'atmosphère se sont déposés sur la surface de l'océan Pacifique (Morino et al. [2011]). En outre, des quantités importantes de radionucléides ont été rejetées directement en mer sous forme liquide, ce qui a conduit à une forte contamination du milieu marin notamment près de la centrale nucléaire. Bien qu'il soit prépondérant au moment de l'accident, l'iode-131 a fortement diminué dans les semaines qui ont suivi l'accident, du fait de sa décroissance radioactive rapide (8 jours), au point de ne plus être détectable après la fin mai 2011 (Vives i Batlle et al. [2014]). Les radionucléides qui ont bénéficié d'une surveillance accrue dans le milieu marin après cet accident sont les deux isotopes du césium (^{137}Cs et ^{134}Cs), connus pour leur demi-vie assez élevées (30 ans et 2 ans respectivement), et qui sont alors capables de persister plus longtemps dans l'environnement.

Immédiatement après l'accident, des campagnes de mesures ainsi que des efforts de modélisation de la concentration de ces deux radionucléides dans l'eau se sont multipliés, afin de comprendre leur comportement et les processus qui affectent leur dispersion dans l'eau. Ces travaux ont permis d'estimer les quantités de césium rejeté en mer et de suivre son évolution spatio-temporelle dans l'océan Pacifique. Ces estimations qui concernent principalement le ^{137}Cs sont généralement comprises entre 3.5 à 5.9 PBq (Kawamura et al. [2011], Estournel et al. [2012], Tsumune et al. [2012], Miyazawa et al. [2013]), mais d'autres études suggèrent des quantités plus élevées comprises entre 11 et 42 PBq (Bailly du Bois

et al. [2012], Charette et al. [2013], Rypina et al. [2013]). Il est à souligner que le ratio $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ dans les rejets est de 1, ce qui implique que des quantités identiques de ^{134}Cs ont également été rejetées dans l'environnement. L'accident de Fukushima a donc certainement dépassé celui de Chernobyl en terme de contribution à la contamination du milieu marin en césium radioactif, et ce en raison de sa proximité du milieu marin plutôt que de la quantité totale du césium rejeté suite à l'accident (Buesseler [2014]).

Le comportement et le devenir du radiocésium dans les eaux marines sont régis par différents processus physiques, biologiques, et chimiques. La nature soluble de ce radionucléide dans l'eau de mer (> 99%) est l'une des caractéristiques majeures qui détermine son devenir dans le milieu marin (Buesseler [2014]). Les courants océaniques ainsi que les différents processus de mélange et de turbulence contribuent à sa dispersion horizontale et verticale. Ces processus ont été bien observés suite à l'accident de Fukushima, où le radiocésium rejeté dans l'eau près de la centrale nucléaire a été dispersé par les courants sur de très grandes étendues (Aoyama et al. [2013], Rypina et al. [2013]). Un autre facteur qui joue un rôle primordial dans le cycle biogéochimique des radionucléides dans le milieu marin est celui du transfert aux organismes vivants (Vives i Batlle [2011]). Ces derniers accumulent des quantités plus ou moins importantes de radionucléides à partir de l'eau et de la nourriture contaminées. Ces taux d'accumulation sont généralement fonction des propriétés chimiques du radionucléide et des caractéristiques biologiques de l'organisme vivant. Dans le cas du radiocésium, les niveaux de contamination des organismes marins dans les conditions d'équilibre sont généralement de quelques dizaines à quelques centaines de fois supérieurs au niveau de contamination de l'eau dans laquelle ils vivent (IAEA [2004]), avec, en général, des niveaux légèrement plus élevés pour les espèces en haut de la chaîne trophique (Thomann [1981], Zhao et al. [2001], Doi et al. [2012], Harmelin-Vivien et al. [2012]). Cela signifie que suite à l'accident de Fukushima, si à court terme, les concentrations les plus élevées sont plutôt trouvées chez les espèces situées à la base de la chaîne alimentaire, à plus long terme, une fois que le transfert dans les différents maillons de la chaîne trophique sera effectif, ce seront les prédateurs en haut de la chaîne trophique qui devraient présenter des niveaux plus élevés. Plusieurs interrogations sont alors soulevées concernant les niveaux de contamination des espèces marines suite à cet accident ainsi que leur évolution spatio-temporelle, notamment pour celles qui sont largement consommées par les populations ou alors celles qui présentent un intérêt majeur pour l'économie du pays.

Pour répondre à ces interrogations, des campagnes de mesure ainsi que des travaux de modélisation ont été réalisés. Le ministère japonais de l'agriculture, des forêts et de la pêche (MAFF) a lancé, immédiatement après l'accident, une surveillance régulière visant différents types de poissons et de produits de la mer. Ces mesures réalisées à titre sanitaire, ont pour but d'évaluer l'état de contamination de ces produits afin de prendre les mesures nécessaires pour la protection des consommateurs. Bien que ces données soient limitées par le fait qu'elles ne concernent que quelques espèces et qu'elles sont privées de quelques informations importantes telles que la taille de l'espèce ou la position géographique du lieu de capture, leur exploitation scientifique reste toujours possible, notamment pour la validation des modèles (e.g. Tateda et al. [2013]) ou pour l'estimation de certains paramètres comme la demi-vie écologique (e.g. Iwata et al. [2013]). D'autres campagnes à caractère scientifique ont été effectuées, permettant ainsi de décrire l'état de contamination des échelons inférieurs de la chaîne alimentaire tels que le zooplancton et les petits poissons pélagiques, ainsi que l'étendue de la dispersion de cette contamination dans la colonne d'eau. Pour combler le manque d'informations sur ces données d'observations, et pour

mieux comprendre les mécanismes de transfert de ces radionucléides le long de la chaîne trophique, des approches de modélisation ont été appliquées (Tateda et al. [2013], Maderich et al. [2014], Vives i Batlle et al. [2014]). Ces modèles s'intéressent essentiellement au ^{137}Cs et estiment de façon dynamique l'évolution temporelle de sa concentration dans les principaux groupes composant la chaîne trophique marine (plancton, poissons planctonivores, poissons piscivores, etc). Bien que ces méthodes permettent de représenter l'écosystème marin dans sa globalité (milieux pélagique et benthique), elles restent générales étant donné qu'elles ne permettent pas de représenter les différences qui peuvent exister entre les différentes espèces appartenant au même groupe, ou alors entre les différentes classes de taille d'une même espèce. Ces différences ont pourtant été déjà mises en évidence dans des études précédentes (Kasamatsu and Ishikawa [1997]).

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de la modélisation des conséquences de l'accident de Fukushima sur le milieu marin déjà initiée par les travaux de modélisation de la dispersion du ^{137}Cs dans les eaux du Pacifique nord-ouest réalisés par le groupe *SIROCCO* (<http://sirocco.omp.obs-mip.fr/products/3d>). Ce travail a également permis la détermination du terme source, c'est-à-dire la quantité de ^{137}Cs rejeté en mer, sous forme liquide, au niveau de la centrale nucléaire de Fukushima (Estournel et al. [2012], Masumoto et al. [2012]). L'objectif de cette thèse est de développer une approche de modélisation permettant d'estimer les niveaux de contamination des espèces marines pélagiques appartenant à différents échelons de la chaîne trophique, et de comprendre, ainsi, le mécanisme de transfert du radionucléide le long de cette chaîne alimentaire. Nous nous intéressons dans cette étude au ^{137}Cs pour ces trois raisons principales :

- Parmi l'ensemble des radionucléides rejetés en grandes quantités suite à l'accident de Fukushima, le ^{137}Cs est celui qui possède la demi-vie la plus élevée (30 ans), ce qui lui permet de persister dans le milieu le plus longtemps ;
- Les concentrations du radionucléide dans l'eau utilisées dans le modèle de transfert sont issues des résultats du modèle de dispersion. Ces résultats ne sont disponibles que pour le ^{137}Cs ;
- Les données d'observation liées au taux de contamination des espèces marines suite à l'accident de Fukushima, sont beaucoup plus fréquentes pour le ^{137}Cs que pour les autres radionucléides.

Par ailleurs, il est important de noter que l'autre radionucléide rejeté en quantités importantes est également un isotope du césium. Étant donné que les isotopes d'un même élément ont le même comportement dans l'environnement, les résultats obtenus sur le ^{137}Cs s'appliqueront au ^{134}Cs à l'exception du fait que sa demi-vie plus courte (2 ans) conduit à une décroissance plus rapide des niveaux de contamination pour ces niveaux.

Répondre à ces objectifs nous a conduit à organiser la thèse en trois parties.

La première partie de la thèse permet de dresser un état de l'art sur certaines notions de la radioécologie marine, et sur l'état de contamination du milieu marin et de son compartiment biologique avant et après l'accident de Fukushima. Le chapitre 2 propose une synthèse sur l'état de contamination du milieu marin avant l'accident de Fukushima. On présentera les sources du ^{137}Cs dans l'océan, son évolution spatio-temporelle et son cycle biogéochimique dans l'environnement marin, tout en rappelant certaines notions de base, généralement nécessaires dans les études radioécologiques. Le chapitre 3 sera consacré à l'accident de Fukushima et ses conséquences sur le milieu marin. On exposera dans ce chapitre

les quantités de ^{137}Cs rejetées suite à l'accident et les niveaux de contamination de l'eau de mer et des organismes vivants ainsi que leur évolution spatio-temporelle. On présentera aussi une synthèse des principales approches utilisées pour la modélisation du transfert des radionucléides aux organismes marins.

La deuxième partie de cette thèse est consacrée à l'étude de la contamination des populations planctoniques qui représentent la base de la chaîne trophique pélagique. Une approche basée sur un modèle de l'écosystème a été développée dans le cadre de cette étude et a été appliquée pour estimer les concentrations du ^{137}Cs dans les différents groupes fonctionnels du plancton marin. Cette partie est composée de deux chapitres, le chapitre 4 décrit les deux composantes du modèle de l'écosystème à savoir le modèle biogéochimique et celui de la circulation régionale, et présente la configuration numérique utilisée et la technique de couplage de ces différents modèles. Dans le chapitre 5, nous présentons le modèle radioécologique développé dans cette étude permettant d'estimer la concentration des radionucléides dans les populations marines. Nous présentons ensuite les différents résultats obtenus et nous discutons des avantages et des limites de cette approche.

La troisième partie de la thèse est dédiée à l'étude de la contamination des organismes supérieurs composés essentiellement de poissons planctonivores et piscivores. La démarche de modélisation utilisée dans cette partie est basée sur la taille de l'organisme. En effet, la taille comme condition principale de la prédation, permettrait de rendre compte notamment des phénomènes de variabilité des régimes alimentaires. Ceci est d'autant plus important pour notre étude que la nourriture contaminée est la principale source d'accumulation de radiocésium par ces organismes. Les taux d'accumulation et d'élimination seront alors directement liés à la taille de l'organisme, et la variabilité des niveaux de contamination en fonction de la taille de l'espèce sera potentiellement bien représentée dans le modèle. Le chapitre 6 sera consacré à la présentation détaillée de ce modèle radioécologique structuré en taille, et au choix des différents paramètres. Le chapitre 7 exposera les relations trophiques entre les différentes espèces et l'estimation des régimes alimentaires, alors que le chapitre 8 sera dédié à la présentation et la discussion des différents résultats obtenus grâce à l'application de ce modèle.

Une conclusion termine ce mémoire de thèse et synthétise les résultats principaux. Les limites de l'étude ainsi que les perspectives dégagées sont également présentées.

Première partie

État de l'art

Chapitre 2

Le radiocésium dans le milieu marin

2.1 Généralités

De symbole Cs , le césium est un élément chimique dont le nombre atomique est de 55. Il appartient au groupe des métaux alcalins, et possède 31 isotopes dont la masse varie de 114 à 145, parmi eux, seul l'isotope 133 est stable. Dans un réacteur nucléaire, les isotopes radioactifs du césium sont produits par la fission des noyaux d'uranium (^{235}U) et du plutonium (^{239}Pu). Trois seulement de ces isotopes radioactifs présentent des durées de demi-vie supérieures à l'année : le ^{134}Cs (2.2 ans), le ^{135}Cs (2.9×10^6 ans) et le ^{137}Cs (30 ans).

Le ^{137}Cs a une demi-vie de 30 ans et une activité spécifique de $3.2 \times 10^{12} \text{ Bq g}^{-1}$, ce qui en fait une source de radioactivité à long terme. Il se désintègre par émission d'un rayonnement β^- pour donner à 5% du baryum-137 (^{137}Ba) stable et à 95% du baryum-137 métastable (^{137m}Ba). Ce dernier a une période radioactive de 2.3 minutes, et passe à l'état stable en émettant un rayonnement γ . Le ^{137}Cs est alors généralement considéré comme un émetteur β/γ .

2.2 Les sources de radiocésium dans l'océan

Le radiocésium trouvé dans l'océan a été essentiellement produit 1) par les essais d'armes nucléaires, 2) par les installations nucléaires 3) et par les accidents nucléaires.

L'utilisation des radiocésium en médecine et en recherche reste une contribution négligeable à la radioactivité du milieu marin.

2.2.1 Les essais nucléaires atmosphériques

C'est la principale source de ^{137}Cs dans l'océan, avec une quantité totale d'environ 603 PBq (Aarkrog [2003]) représentant environ 65% de la quantité totale du ^{137}Cs rejetée dans l'environnement (948 PBq). Parmi la quantité totale du ^{137}Cs associée à l'océan, environ 220 PBq se sont déposées au nord du Pacifique (Aarkrog [2003]). Ces quantités se sont essentiellement reçues sous forme de retombées atmosphériques sèches et humides générées par ces explosions. Quelques 520 essais nucléaires ont été réalisés dans l'atmosphère entre 1945 et 1980 dont la majorité s'est produite entre les années 50s et 60s (UNSCEAR [1982]). Le ^{134}Cs , par contre, n'est pas produit par les essais d'armes nucléaires.

Selon la puissance et l'altitude de tir l'injection de produits radioactifs est réalisée soit dans la stratosphère soit dans la troposphère. Dans le premier cas les éléments circulent autour du globe terrestre avec

des vitesses de brassage relativement lentes, et redescendent par gravité dans la troposphère. Les retombées touchent alors les deux hémisphères mais restent tout de même plus importantes dans l'hémisphère d'origine du tir étant donné les faibles échanges stratosphériques entre les deux hémisphères. Dans le cas où les produits radioactifs sont injectés dans la troposphère, ils sont transportés par les vents, leur temps de séjour avoisine le mois et les retombées sont les plus importantes à la latitude où sont effectués les tirs.

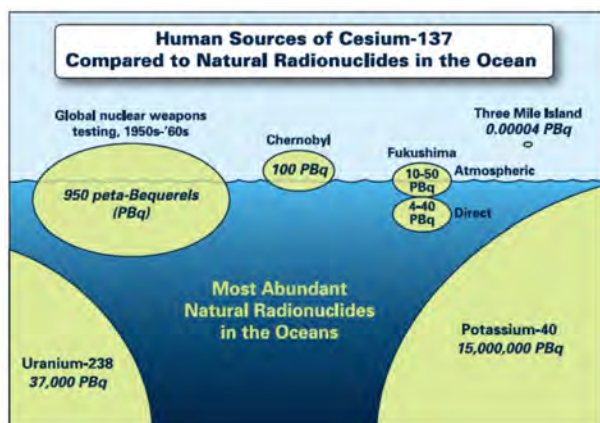


FIGURE 2.1 – Les quantités de ^{137}Cs dans l'environnement provenant des différentes sources naturelles et anthropiques (Source : Buessler [2014])

En raison de la répartition des sites de tirs, et des échanges stratosphère-troposphère plus importants aux latitudes tempérées, la bande latitudinale 40° - 50° de l'hémisphère Nord a été la plus touchée par les retombées des essais nucléaires atmosphériques. Les retombées des tirs atmosphériques ont eu et ont encore un impact global sur l'environnement.

2.2.2 Les rejets contrôlés d'effluents liquides des installations nucléaires

Concernent essentiellement les rejets liés aux usines de retraitement des combustibles usés qui contribuent de manière significative à l'introduction de radionucléides artificiels au milieu marin. Les opérations de retraitement sont effectuées

pour récupérer l'Uranium (U) et le plutonium (Pu) à partir des combustibles usés pour les réutiliser dans les réacteurs. Les principales usines de retraitement dans le monde se trouvent en Angleterre (Sellafield), en France (Cap de la Hague) et au Japon (Tokai). Ce type de rejet a un impact local voire régional sur l'environnement marin. La quantité totale du ^{137}Cs rejetée dans l'océan global à partir des unités de La Hague et de Sellafield a été estimée à environ 40 PBq (Aarkrog [2003]).

2.2.3 Les accidents nucléaires

Deux accidents ont contribué à un marquage significatif de l'environnement marin en radiocésium.

L'accident de Tchernobyl qui s'est produit en 1986 et qui a engendré le rejet de quantités importantes de radionucléides notamment le ^{137}Cs . Aarkrog [2003] estime que la quantité de ^{137}Cs atteignant le milieu marin sous forme de retombées locales ou troposphériques ne représente que 15-20 % la quantité totale rejetée dans l'environnement (environ 100 PBq). En raison de leur proximité du lieu de l'accident, les mers européennes telles que la mer Baltique, la mer Noire, la mer Méditerranée et la mer du Nord sont les plus touchées par ces rejets.

L'accident de Fukushima qui s'est produit le 11 mars 2011 a eu quant à lui un impact important sur les niveaux de la radioactivité en mer dans la région du Pacifique nord d'autant que la centrale est située sur la côte. Les quantités de radionucléides rejetés en mer suite à cet accident et leur impact sur l'environnement marin sont décrits en détail dans le prochain chapitre.

2.3 Le radiocésium, un traceur des masses d'eau

Le ^{137}Cs qui a été largement introduit dans le milieu marin et qui présente une demi-vie d'environ 30 ans est un élément aisé à mesurer par spectrométrie gamma. En milieu aquatique les isotopes du césium se trouvent sous forme cationique. En mer les ions Cs^+ sont en forte compétition ionique avec les ions majeurs de l'eau de mer, et les isotopes du césium y sont donc essentiellement rencontrés sous forme dissoute. Ces caractéristiques en font un traceur de choix pour étudier les mouvements des masses d'eaux à l'échelon mondial.

2.3.1 La distribution du ^{137}Cs dans les eaux de surface de l'océan mondial

La distribution des concentrations du césium dans les eaux de surface de l'océan est influencée par plusieurs facteurs tels que la circulation océanique et atmosphérique, la fréquence des précipitations, la nature et la quantité des rejets ainsi que l'emplacement de la source (Povinec et al. [1996]). La distribution du ^{137}Cs dans l'océan mondial a connu une importante variabilité temporelle en parallèle avec la variabilité des sources de rejets (retombées globales, accidents, rejets directes, etc). Durant la période 1957-1965 (Figure 2.2,a), les concentrations les plus élevées se trouvaient essentiellement dans le Pacifique nord-ouest ($30 - 45^\circ\text{N}$ et $135 - 155^\circ\text{E}$) et dans le nord de l'Atlantique ($30 - 50^\circ\text{N}$), où les quantités de précipitations ainsi que les échanges entre les couches de l'atmosphère sont les plus forts (Aoyama and Hirose [2003], Aoyama et al. [2006]). Ces fortes concentrations se sont ensuite déplacées vers la partie Est du Pacifique nord durant les années 1960s (Figure 2.2,b) sous l'effet des courants océaniques. Durant les années 1970s (Figure 2.2,c), les différences de concentration entre les moyennes latitudes et la partie équatoriale du Pacifique deviennent négligeables (Aoyama et al. [2001]). Les fortes concentrations observées dans le nord de l'Atlantique et ses mers marginales dans les années 1970s sont essentiellement liées aux déversements des usines de retraitement présentes dans cette région (La Hague, Sellafield). Dans les années 1980s (Figure 2.2,d), les concentrations élevées observées au niveau des mers européennes (la mer Baltique, la mer Noire, la Méditerranée), sont essentiellement dues aux retombées atmosphériques liées à l'accident de Chernobyl (Avril 1986). Par ailleurs, les concentrations étaient toujours élevées au niveau de l'Atlantique nord-est, sous l'effet combiné de l'accident de Chernobyl et des rejets liquides des centres de retraitement du combustible usé (Povinec et al. [2013]). Dans les années 1990s (Figure 2.2,e), les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau étaient toujours plus fortes au niveau des mers marginales de l'Atlantique nord (la Manche et la mer du Nord), essentiellement influencées par les rejets des centres de retraitement du combustible usé. Dans les années 2000s (Figure 2.2,f), les concentrations deviennent presque homogènes dans tout l'océan mondial avec des concentrations généralement inférieures à 3 Bq m^{-3} , à l'exception des mers marginales de l'océan Atlantique où les concentrations restaient toujours élevées (entre 20 et 100 Bq m^{-3}).

2.3.2 L'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans l'océan Pacifique

Avant l'accident de Fukushima, environ 90% de la quantité totale du ^{137}Cs présente dans l'environnement marin provient des essais nucléaires atmosphériques, 7% proviennent des usines de retraitement, et 3% ont comme origine l'accident de Chernobyl (Livingston and Povinec [2000]).

L'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans les eaux de surface des différentes régions de l'océan Pacifique sont représentées sur la Figure 2.3. Cette évolution est différente d'une région à l'autre

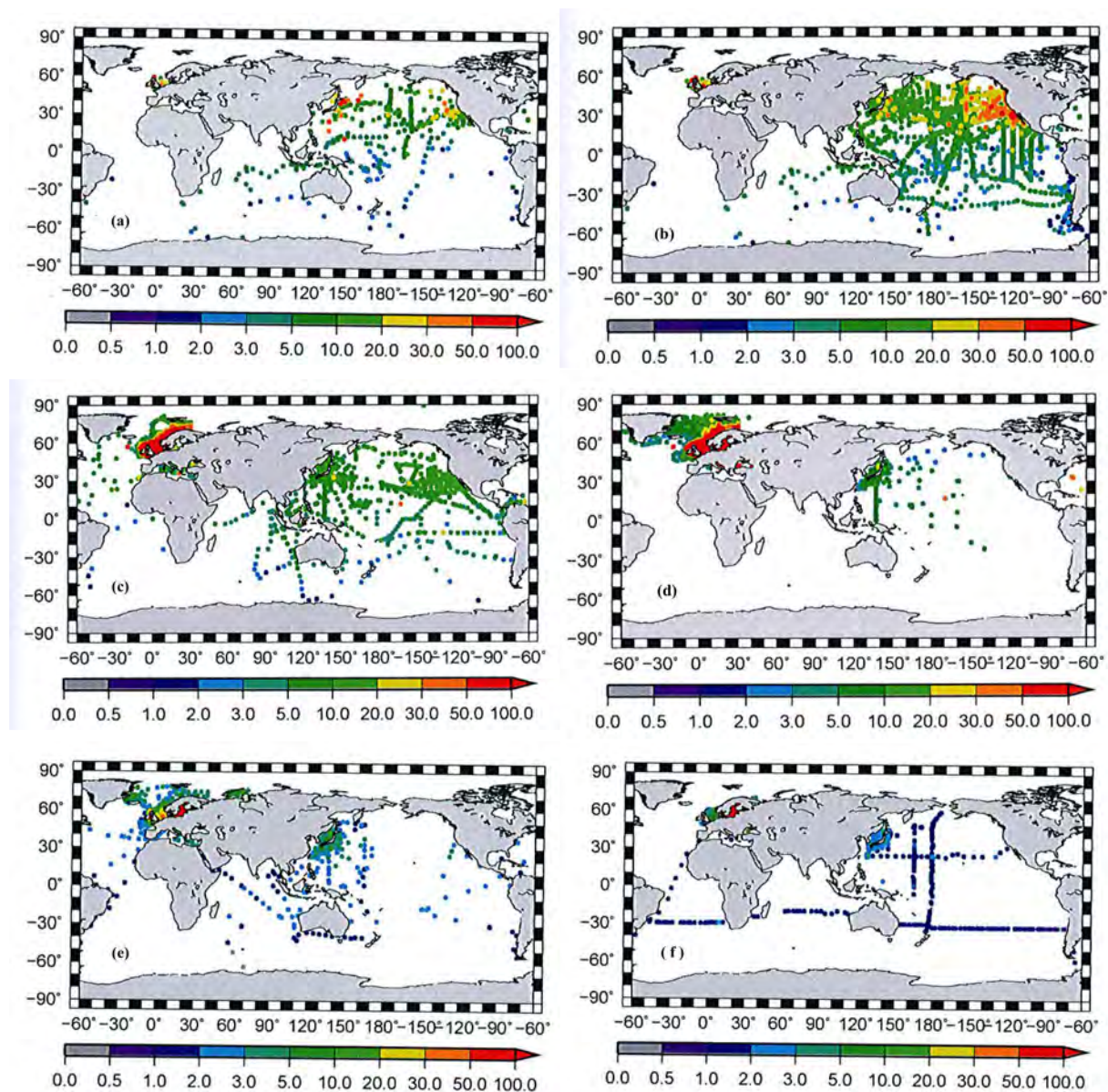


FIGURE 2.2 – La distribution spatiale des concentrations du ^{137}Cs (en Bq m^{-3}) dans les eaux de surface de l'océan mondial pour les périodes : (a) 1957-1964, (b) 1960-1969, (c) 1970-1979, (d) 1980-1989, (e) 1990-1999, (f) 1999-2011. (source : Povinec et al. [2013])

en fonction de sa situation géographique par rapport aux sources.

Le Pacifique nord

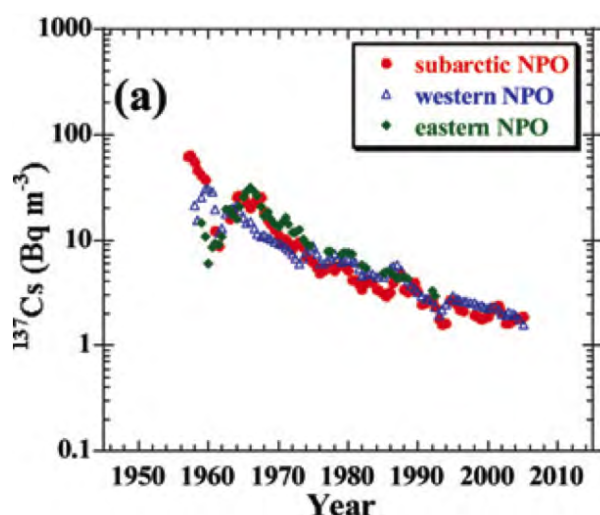


FIGURE 2.3 – L'évolution temporelle des concentrations du ^{137}Cs dans les eaux de surface des différentes régions du Pacifique nord (NPO) (Source : Povinec et al. [2013])

Dans le Pacifique subarctique, la concentration maximale du ^{137}Cs dans l'eau a été observée en 1957 avec environ 115 Bq m^{-3} . Le taux de décroissance de la concentration est plus fort pendant la période 1950-1970 que pendant la période post-1970. À partir des années 1970s, la concentration du ^{137}Cs dans l'eau diminue de manière exponentielle jusqu'aux années 1990s, avec un taux de décroissance relativement faible. À partir des années 1990s, la concentration du ^{137}Cs dans l'eau est restée relativement stable dans le temps avec des valeurs généralement entre 0.9 et 3.6 Bq m^{-3} .

La variation temporelle du ^{137}Cs observée dans le Pacifique Nord-Ouest est similaire à celle du Pacifique subarctique, avec une concentration maximale de l'ordre de 78 Bq m^{-3} enregistrée en

1959. La concentration entre 1990 et 2005 était presque constante avec des valeurs comprises entre 1.1 et 3.2 Bq m^{-3} (Inomata et al. [2009]).

Dans le Pacifique Nord-Est, la valeur maximale (70 Bq m^{-3}) a été observée en 1966, et les concentrations observées entre 1990 et 2005 étaient similaires à celles de la partie Ouest du Pacifique. Le décalage temporel de la concentration maximale du ^{137}Cs entre les parties Est et Ouest du Pacifique signifie que le ^{137}Cs déposé sur les eaux de surface de la partie Ouest a été transporté vers l'est par les courants de surface (Tsumune et al. [2003]). La décroissance des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau à partir des années 1970 est essentiellement due aux processus physiques de la circulation océanique et du mélange vertical et horizontal des masses d'eau.

Le Pacifique subtropical et équatorial

La concentration maximale du ^{137}Cs dans la partie Nord-Ouest du Pacifique subtropical (122 Bq m^{-3}) a été observée en 1958, suivie d'une décroissance exponentielle des concentrations. À partir des années 1990s et jusqu'à l'année 2010 les concentrations sont restées relativement stables avec des valeurs entre 1.6 et 3.7 Bq m^{-3} . Dans la partie Est, la concentration maximale (47 Bq m^{-3}) a été observée en 1967, et à partir des années 1990s, les concentrations deviennent similaires à celles enregistrées dans la partie Ouest.

Dans la partie Sud du Pacifique subtropical, une concentration maximale d'environ 21 Bq m^{-3} a été observée en 1978, suivie d'une décroissance exponentielle des concentrations à partir de 1980.

Le Pacifique sud

Dans la partie sud du Pacifique les concentrations maximales du ^{137}Cs dans l'eau ont été enregistrées vers 1966. Elles varient entre 9.6 et 12 Bq m^{-3} selon les endroits. Ces concentrations sont plus faibles que dans le Pacifique nord témoignant du moindre impact des retombées des essais nucléaires atmosphériques dans l'hémisphère sud. Elles diminuent ensuite de manière exponentielle à partir des années 1970s pour atteindre des valeurs comprises entre 1 et 3 Bq m^{-3} vers la fin des années 1999 et le début des années 2000.

2.4 Le radiocésium et les organismes vivants

Une partie du radiocésium présent dans l'environnement marin est transférée aux organismes marins. Le césium a un comportement analogue au potassium et est plutôt concentré dans les organes riches en cet élément comme les muscles. De manière à décrire l'affinité d'un élément pour un organisme donné, les radioécologistes utilisent les facteurs de concentration. C'est le rapport de la concentration d'un élément dans l'organisme étudié et la concentration de ce même élément dans l'eau environnante dans les conditions d'équilibre. Les facteurs de concentration les plus faibles sont observés pour le plancton et les plus élevés chez les poissons cependant les valeurs restent modérées contrairement à certains éléments qui ont un rôle biologique (Co, Zn).

2.4.1 Transfert du radiocésium aux organismes marins

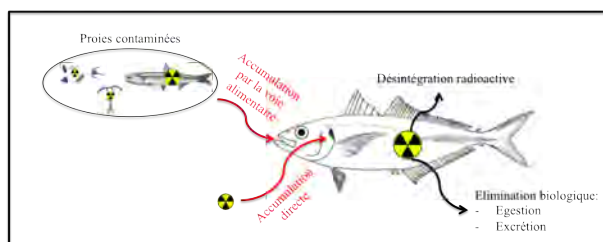


FIGURE 2.4 – Les processus clés qui déterminent le taux de contamination des poissons en radionucléides

Le phytoplancton qui représente la base de la chaîne trophique pélagique accumule le césium directement à partir de l'eau contaminée. Bien que ce processus reste toujours mal connu par les scientifiques, certaines études favorisent l'hypothèse d'une accumulation active du radiocésium par ces organismes (Fukuda et al. [2014]). Le phytoplancton est ensuite consommé par les différentes espèces herbivores de la chaîne trophique, et ainsi de suite. Ces processus de prédation favo-

risent alors la migration de ce radionucléide le long de la chaîne trophique. Bien que les organismes non producteurs primaires peuvent aussi accumuler une partie de ce radionucléide directement à partir de l'eau, il est généralement admis que leur source principale de radiocésium reste la consommation de la nourriture contaminée (Thomann [1981], Rowan and Rasmussen [1994], Kasamatsu and Ishikawa [1997], Mathews et al. [2008]). À l'inverse de ce processus d'accumulation, le radiocésium est éliminé biologiquement par ces organismes à travers des processus physiologiques régulateurs tels que l'égestion et l'excrétion, ou alors physiquement par la désintégration radioactive. Ces processus d'accumulation et d'élimination sont régis par plusieurs facteurs environnementaux, biologiques ou écologiques.

Les facteurs qui influencent l'accumulation et la rétention du radiocésium par les organismes marins

On distingue généralement des facteurs environnementaux liés au milieu de vie, et des facteurs biologiques liés à l'organisme considéré.

1. Les facteurs environnementaux :

- (a) **La température** de l'eau dans laquelle vit l'organisme exerce un effet non négligeable sur les processus métaboliques. Il est généralement admis que le taux d'élimination du radiocésium par les organismes aquatiques augmente avec l'augmentation de la température (Ugedal et al. [1992], Rowan and Rasmussen [1995], Doi et al. [2012]). Cela ne signifie pas forcément que la concentration du radiocésium dans l'organisme va diminuer avec l'augmentation de la température, car cette augmentation dans le taux d'élimination est généralement compensée par l'augmentation du taux d'ingestion de la nourriture contaminée (Rowan and Rasmussen [1994]). Il est donc extrêmement difficile de prédire si le facteur de concentration du radiocésium par ces organismes augmente, diminue ou alors reste stable avec l'augmentation de la température.
- (b) Comme nous l'avons mentionné dans les sections précédentes, le radiocésium possède les mêmes caractéristiques chimiques que le potassium (K^+), et leur accumulation par les organismes marins se fait de manière analogue. L'accumulation du césium par les organismes aquatiques est directement liée à **la salinité**. Elle est généralement plus efficace dans les milieux d'eau douce que dans le milieu marin, en raison des faibles concentrations en potassium caractérisant les eaux douces par rapport aux eaux marines ($< 0.5 \text{ mM}$ dans les eaux douces contre $> 10 \text{ mM}$ dans les eaux marines) (Thomann [1981]). Cependant, des études ont montré que des salinités supérieures à 20 n'engendrent généralement aucun effet sur le facteur de concentration (Zhao et al. [2001]). La salinité ne devrait donc jouer aucun rôle dans la variation du taux d'accumulation du radiocésium par les espèces marines, étant donné que la salinité des océans et des mers dépasse généralement 30.
- (c) **La présence de l'argile dans la nourriture** pourrait jouer un rôle négatif dans le processus d'accumulation du radiocésium par l'organisme aquatique (Rowan and Rasmussen [1994]). Kolehmainen [1972] a montré que l'efficacité d'assimilation du radiocésium par certains poissons est très faible lorsque la nourriture est riche en argile ($< 10\%$), alors que dans les conditions normales lorsque la nourriture ne contient pas d'argile, l'efficacité d'assimilation varie autour de 60-70 %.
- (d) **Le temps d'exposition** de l'organisme vivant à la nourriture et à l'eau contaminées en radiocésium joue un rôle important dans la détermination de son taux de contamination. Plus le temps est élevé, plus la quantité accumulée est importante jusqu'à atteindre l'équilibre. Ce temps d'exposition est généralement lié aux conditions hydrodynamiques du site dans lequel vit l'organisme, et à la mobilité de ce dernier.

2. Les facteurs biologiques :

- (a) **La taille** de l'organisme joue un rôle probablement important dans la détermination du taux de contamination de l'organisme vivant en radiocésium (Thomann [1981]). Généralement, l'augmentation de la taille de l'organisme est accompagnée par l'augmentation de son niveau

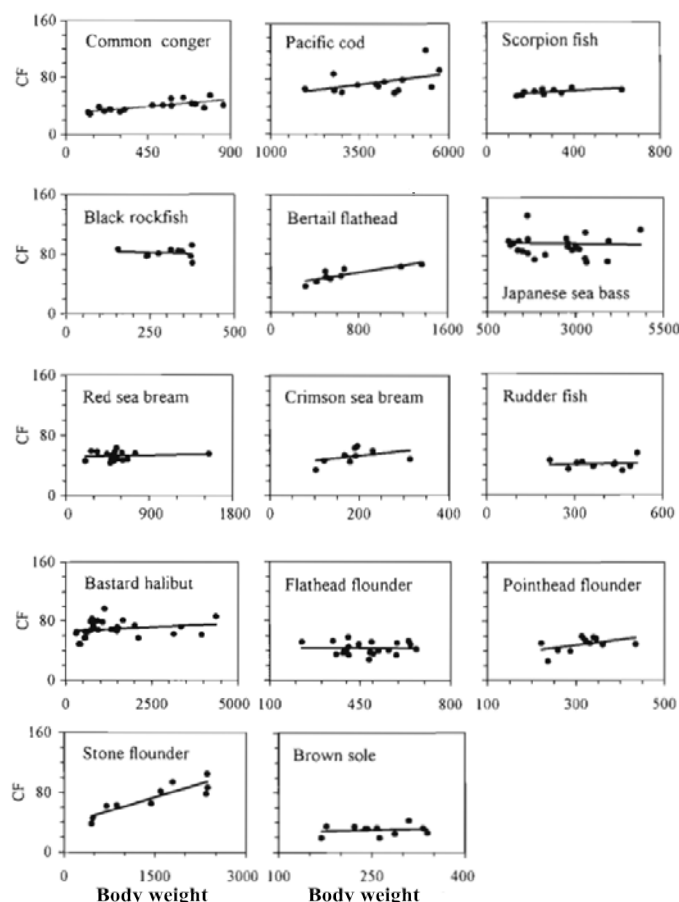


FIGURE 2.5 – La relation entre le facteur de concentration du ^{137}Cs et le poids moyen de 14 espèces différentes de poissons étudiées par Kasamatsu and Ishikawa [1997]

de contamination. Dans certaines situations, le niveau de contamination peut rester stable ou même diminuer lorsque la taille de l'organisme augmente (Kasamatsu and Ishikawa [1997]).

L'étude réalisée par Kasamatsu and Ishikawa [1997] sur certain poissons marins a montré que la relation entre le facteur de concentration du ^{137}Cs et la taille de l'organisme varie d'une espèce à une autre (Figure 2.5). Plusieurs études ont déjà mentionné que le taux d'élimination biologique du radiocésium est inversement proportionnel à la taille de l'organisme vivant (Phillips and Russo [1978], Thomann [1981], Vives i Batlle et al. [2007], Doi et al. [2012]). Le taux de consommation de la nourriture est, quant à lui, inversement proportionnel à la taille de l'organisme (Pauly [1986], Ferriss and Essington [2014]), signifiant ainsi que le taux d'accumulation du radiocésium est, lui aussi, inversement proportionnel à la taille (Phillips and Russo [1978]), étant donné que la majeure partie du radiocésium accumulée par l'organisme provient de la consommation de proies contaminées (Kasamatsu and Ishikawa [1997], Thomann [1981], Zhao et al. [2001], Mathews et al. [2008]). Il est donc primordial de tenir compte de ce paramètre dans les modèles radioécologiques afin d'évaluer son effet sur les taux de contamination des espèces.

- (b) **Le régime alimentaire** est l'un des facteurs majeurs affectant la concentration du ^{137}Cs dans les organismes marins (Kasamatsu and Ishikawa [1997]). Des études ont montré l'existence de différences importantes de CF entre des espèces présentant des régimes alimentaires

différents, ou bien entre différentes cohortes d'une même espèce lorsque celle-ci change de régime alimentaire au cours de sa vie (Kasamatsu and Ishikawa [1997], Harmelin-Vivien et al. [2012]). Kasamatsu and Ishikawa [1997] ont constaté en analysant le contenu stomacal de plusieurs poissons, que les espèces ayant tendance à consommer des poissons de grande taille ont souvent des taux de contamination plus élevés que ceux qui se nourrissent des espèces de tailles plus petites. La bonne représentation du régime alimentaire de l'espèce dans les modèles radioécologiques est alors indispensable pour une meilleure robustesse du modèle.

- (c) Le taux d'ingestion de la nourriture ainsi que l'efficacité d'assimilation sont des facteurs importants, qui déterminent la quantité du radionucléide assimilée par l'organisme. Ces deux paramètres jouent alors un rôle primordial dans l'estimation de la concentration du radiocésium dans l'organisme vivant et sont pris en compte dans la plupart des modèles dédiés à l'estimation des taux de contamination des organismes marins en différents radionucléides (Thomann [1981], Wong and Cheung [1999], Kryshev and Ryabov [2000], Brown et al. [2006]). Or, bien que le taux d'ingestion soit généralement influencé par les facteurs environnementaux tels que la température, la disponibilité de la nourriture, etc, ce paramètre est considéré constant dans la plupart de ces modèles radioécologiques.

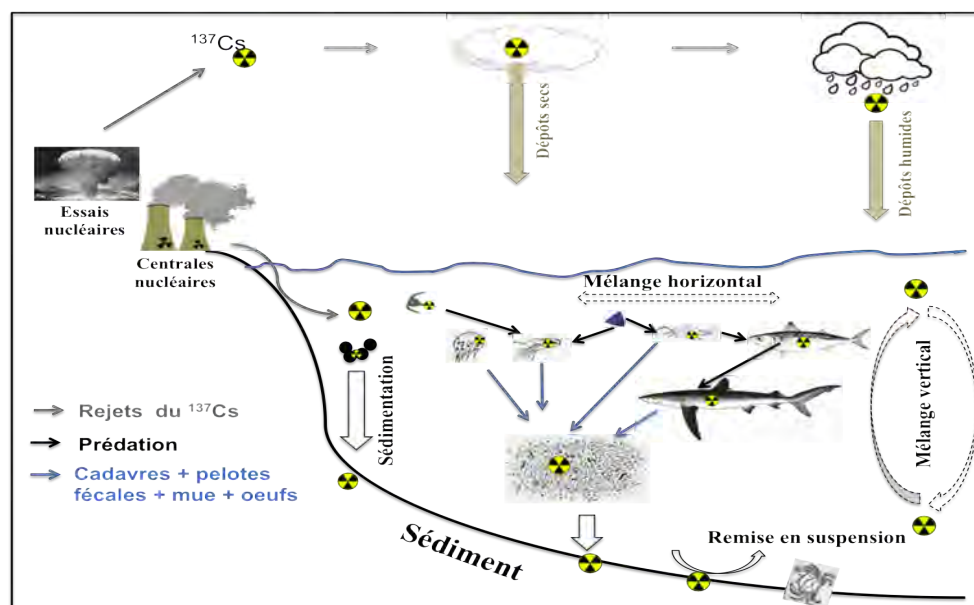
2.4.2 Sédimentation de la radioactivité contenue dans les particules organiques

Les cadavres des organismes morts ainsi que les pelotes fécales produites par les organismes vivants s'agglutinent et s'incorporent à de grands agrégats qui sédimentent ensuite vers le fond à des vitesses relativement élevées, conduisant ainsi au transfert du radionucléide vers le sédiment. Ce phénomène a été observé en Méditerranée juste après l'accident de Chernobyl, où des particules organiques contaminées en radionucléides qui présentent une vitesse de chute d'environ 30 m j^{-1} ont été récoltées à 200 m de profondeur (Fowler et al. [1987], Povinec et al. [1996]). Par ailleurs, ces particules organiques constituent la source de nourriture principale pour plusieurs organismes benthiques (filtreurs, dépositivores, etc), ce qui constitue une voie d'entrée de radionucléides dans les écosystèmes benthiques, et donc au transfert de cette radioactivité le long des chaînes trophiques benthiques.

2.5 Le radiocésium dans le sédiment

De la même manière que pour les organismes, les radioécologistes utilisent pour les sédiments la notion de coefficient de partage qui est le rapport à l'équilibre de la concentration d'un radionucléide donnée dans les sédiments avec la teneur de ce même élément dans l'eau. Le coefficient de partage du césium se situe entre 2000 et 4000 (IAEA [2004]).

Comme nous l'avons vu, le césium en solution se trouve sous forme cationique, il est retenu par les particules sédimentaires notamment par échange ionique entre Cs^+ et K^+ . Cet échange peut se faire soit à la surface des particules, dans ce cas il s'agit d'une fixation réversible, soit à l'intérieur du réseau cristallin ce qui est le cas notamment pour les minéraux argileux à structure en feuillets (illite), cette fixation est alors irréversible. Si le césium est essentiellement sous forme dissoute en haute mer, à cause de ce dernier type de fixation il s'avère, notamment en domaine côtier, être un relativement bon marqueur des apports solides des rivières marqués soit par des rejets d'effluents radioactifs soit par lessivage des

FIGURE 2.6 – Le cycle du ^{137}Cs dans l'environnement marin

bassins versants contaminés par des retombées atmosphériques ([Charmasson \[2003\]](#)).

Une partie du ^{137}Cs piégé dans la couche superficielle du sédiment (interface eau-sédiment) peut être remise en circulation dans le système par deux types de mécanismes : il s'agit d'une part du phénomène chimique de désorption ([Hess et al. \[1978\]](#)), considéré comme un processus important dans le cas du radiocésium ([Stanners and Aston \[1982\]](#)), et d'autre part via des phénomènes physiques de remise en suspension des sédiments sous l'action des courants, des vents ou des houles ([Migniot \[1977\]](#)) qui entraînent par conséquent les radioéléments qui y sont fixés. Ce phénomène de remise en suspension peut alors représenter, à long terme, une source supplémentaire du ^{137}Cs dans l'eau. Le cycle du ^{137}Cs dans l'environnement marin, ainsi que l'ensemble des processus que nous venons de décrire sont résumés sur la Figure 2.6.

Chapitre 3

L'accident de Fukushima et ses conséquences

3.1 Situation géographique de la centrale et les caractéristiques du Pacifique nord-ouest

La centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi est située sur la côte Est de l'île de Honshu, à 200 km au nord-est de Tokyo, face à l'océan Pacifique. Sa position géographique est de $37^{\circ}25.3'N$, $141^{\circ}01.9'E$ (Figure 3.1). La côte Est de l'île de Honshu est caractérisée par un plateau continental étroit dont la largeur ne dépasse pas 40 km aux alentours de la centrale. Il est un peu plus large au nord de la centrale où il atteint environ 70 km au niveau de la baie de Sendai (Estournel et al. [2012]). Le talus continental descend brutalement jusqu'à environ 9000 m au niveau de la fosse du Japon, puis remonte jusqu'à environ 5000 m de profondeur. La plaine abyssale dont la profondeur est de 5000 m commence à environ une centaine de kilomètre de la côte. La bathymétrie et la délimitation géographique de notre zone d'étude est représentée sur la Figure 3.1.

La circulation océanique générale du Pacifique nord-ouest résulte essentiellement de l'interaction de deux courants, le Kuroshio qui vient du sud en longeant la côte japonaise et qui transporte des eaux chaudes et salines, et l'Oyashio qui vient du nord et qui transporte des eaux froides et moins salées.

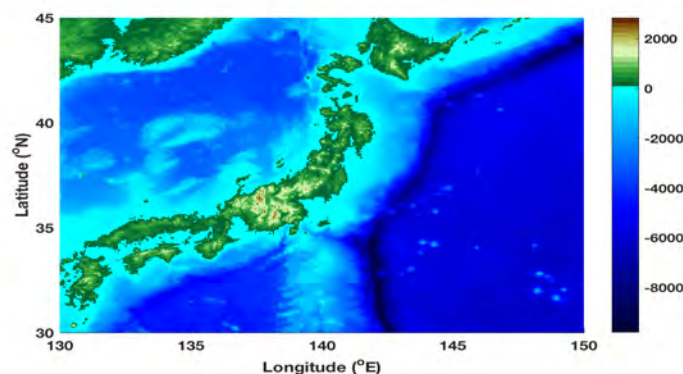


FIGURE 3.1 – La bathymétrie de la côte Est Japonaise

La zone de convergence de ces deux courants, communément appelée la zone interfrontale Kuroshio-Oyashio, est marquée par la présence de plusieurs structures tourbillonnaire de méso-échelle, tels que les tourbillons chauds du Kuroshio (Figure 3.2). Les tourbillons chauds du Kuroshio, situés généralement près de la côte japonaise, se déplacent parfois vers le nord le long de l'île de Honshu, et ensuite vers le nord-est le long des îles de Hokkaido et de Kuril. Le courant chaud de Tsushima (TC) qui circule dans la mer du Japon pénètre dans l'océan Pacifique à travers le détroit de Tsugaru, et se transforme alors en courant chaud de Tsugaru (Yasuda et al. [1988]).

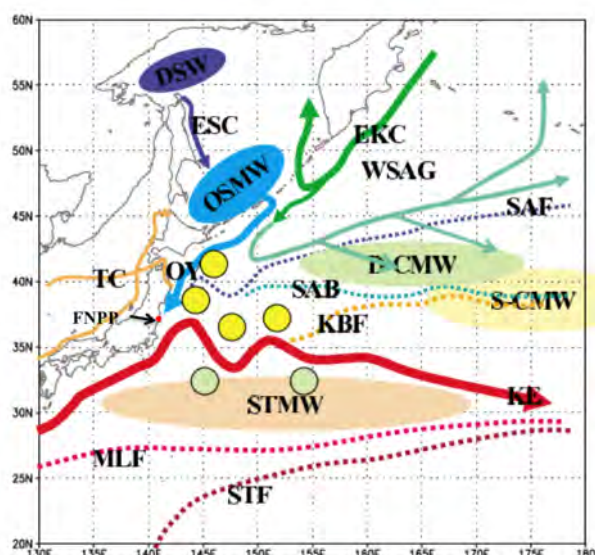


FIGURE 3.2 – Illustration schématique des courants de surface, les fronts et masses d'eau caractéristiques du Pacifique nord-ouest. EKC : courant de Kamchatka Est, WSAG : gyres subarctique ouest, ESC : courant de Shalalin Est, OY : Oyashio, KE : l'extension du Kuroshio, TC : courant chaud de Tsushima, SAF : front subarctique, SAB : frontière subarctique, KBF : front de bifurcation du Kuroshio, STF : front subtropical, MLF : front de la couche de mélange, STMW : eau modale subtropicale, S-CMW : eau modale centrale de surface, D-CMW : eau modale centrale dense, DSW : eau continentale dense, OSMW : eau modale de la mer d'Okhotsk. Les cercles jaunes indiquent les positions des tourbillons chauds, et les cercles vert pour celles des tourbillons froids (modifiée à partir de Yasuda [2003])

Dans cette région du Pacifique nord-ouest, plusieurs structures frontales qui séparent les différentes masses d'eau ainsi que les différents régimes de circulation sont présentes, et sont illustrées sur la Figure 3.2. Selon Yasuda [2003], on compte six principales structures frontales dans cette région dont les critères de définition sont différents : le front subarctique (SAF) ou Front Oyashio (OYF), la frontière subarctique (SAB), le Front de bifurcation du Kuroshio (KBF), le front d'extension du Kuroshio (KEF), le front subtropical (STF) et le front de la couche de mélange (MLF).

La température moyenne de la surface de l'eau dans le Pacifique nord-ouest connaît une forte variabilité spatiale, avec la présence d'un important gradient latitudinal dépassant les 10°C entre le nord et le sud du Japon (3.3 A). Ces températures sont influencées par le système des courants océaniques caractérisant cette région. La température de la partie sud est essentiellement influencée par le Kuroshio qui transporte des eaux chaudes venant de la région équatoriale, alors que dans la partie nord la température des eaux est essentiellement influencée par le courant froid Oyashio.

La concentration de la chlorophylle de surface dans cette région présente, quant à elle, un fort

gradient entre le sud et le nord du Japon qui suit le gradient de nitrates caractérisant cette zone (Hashioka and Yamanaka [2007]). Les concentrations les plus élevées en chlorophylle se trouvent dans la partie nord ($>2.5 \text{ mg m}^{-3}$) alors que les concentrations les moins élevées sont enregistrées dans la partie sud ($<0.2 \text{ mg m}^{-3}$).

3.2 La chronologie de l'accident

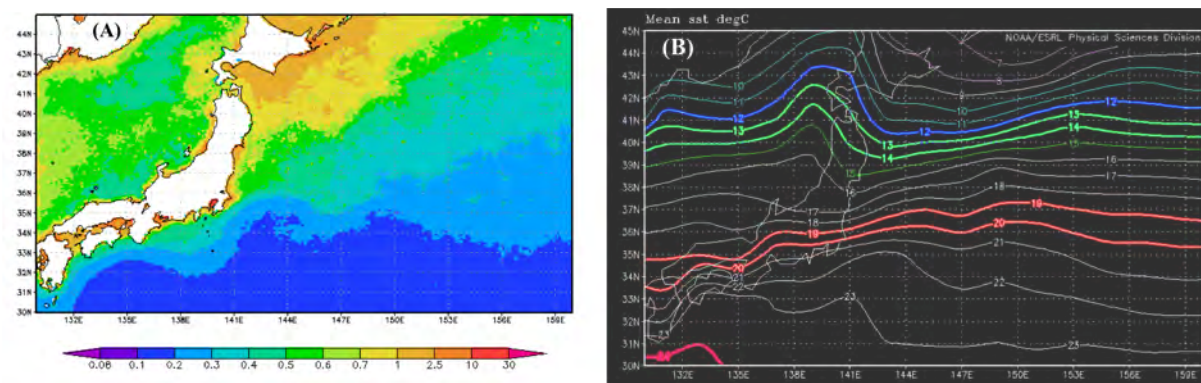


FIGURE 3.3 – La distribution horizontale de : (A) la chlorophylle-a (SeaWiFS) moyenne de surface dans le Pacifique nord-ouest pour la période comprise entre 2000 et 2010 et (B) la température moyenne de surface (re-analyses NCAR/NCEP)



FIGURE 3.4 – L'épicentre du séisme du 11 mars 2011 au Japon, et la position de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi endommagée par le tsunami

Le 11 mars 2011 à 14h46 heure locale, un séisme de magnitude 9 sur l'échelle de Richter a frappé la côte Est du Japon. Son épicentre se situe à 130 km à l'est de Sendai (préfecture de Miyagi), à une profondeur d'environ 24.4 km (Eisler [2012]) (Figure 3.4). C'est le séisme le plus puissant de l'histoire du Japon, et le 5^{me} au niveau mondial depuis le début du 20^{me} siècle. Cinquante et une minutes plus tard, un tsunami provoqué par le tremblement de terre aborde la côte orientale. La vague atteint une hauteur estimée à plus de 30 m par endroit (e.g. Miyako), parcourant jusqu'à 10 km à l'intérieur des terres (METI [2011]), ravageant près de 600 km de côtes et détruisant partiellement ou totalement de nombreuses villes et zone portuaires. En novembre 2012, l'agence japonaise de police a compté environ 15,873 morts, 6114 blessés et 2744 portés disparus à travers 20 préfectures du pays (NPAJ [2012]).

Parmi les conséquences dramatiques de ce tsunami, l'endommagement d'une grande partie de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi située à 145 km de l'épicentre. Cette centrale est composée de six réacteurs et d'une piscine commune de stockage des combustibles usés (Figure 3.5). Au moment du séisme, les réacteurs 1, 2 et 3 fonctionnaient à pleine puissance, le réacteur 4 était en arrêt programmé depuis le 30 novembre 2010 avec un cœur totalement déchargé et entreposé dans la piscine de désactivation, alors que les réacteurs 5 et 6 étaient également à l'arrêt programmé pour rechargement respectivement depuis le 3 janvier 2011 et le 14 août 2010 (IRSN [2012]).

La puissance du séisme ainsi que les très hautes vagues engendrées par le tsunami ont alors endommagé le réseau électrique de la centrale ainsi que les générateurs de secours, ce qui a rendu impossible le refroidissement des réacteurs nucléaires et des groupes de stockage des combustibles. Cela a engendré de nombreuses explosions au sein de la centrale et a conduit à sa destruction partielle (Povinec et al. [2013]), notamment au niveau des réacteurs 1, 2 et 3.

3.3 Les rejets radioactifs engendrés par l'accident

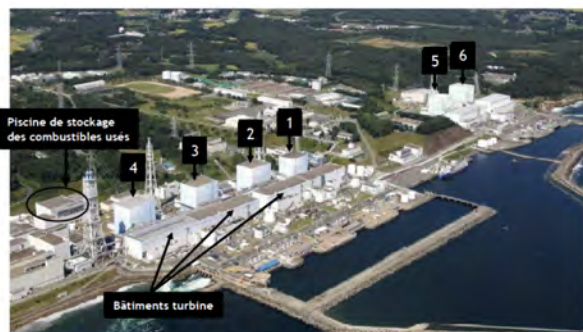


FIGURE 3.5 – Vue du site de Fukushima Dai-ichi avant l'accident et des 6 réacteurs nucléaires de la centrale (source : IRSN [2012])

La destruction de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi a engendré des rejets de quantités importantes de radionucléides dans l'environnement.

3.3.1 Les rejets atmosphériques

Des rejets significatifs ont eu lieu dans l'atmosphère dès le 12 Mars et la semaine suivante les rejets ont été grandement variables avec des augmentations marquées en lien avec des événements particuliers sur chacun des réacteurs : évènements volontaires, fuite des enceintes, explosions (UNSCEAR [2014]). Les rejets les plus importants ont eu lieu jusqu'à la fin de mois de mars. Une fois

émis dans l'atmosphère, la dispersion des rejets se fait sous l'action des vents. Les rejets qui ont eu lieu entre d'une part le 12 et le 14 mars et d'autre part le 16 et le 19 Mars, ont été dispersés principalement au dessus de l'océan Pacifique et ont atteint le milieu marin par dépôts secs et humides (pluies). En l'absence de balises de mesures en mer la quantification de ces dépôts reste difficile. La pollution diffuse des eaux de surface de l'océan par les dépôts atmosphériques s'est produite à des dizaines de kilomètres de la centrale nucléaire. Ainsi, les concentrations mesurées avant le 30 mars à 30 km au large de la centrale accidentée résultent probablement pour l'essentiel des dépôts atmosphériques. Pendant les autres périodes les vents ont dispersé les rejets sur la partie continentale du Japon. Les séquences des dépôts secs et humides ont été complexes (Povinec et al. [2013]). Les principaux radionucléides émis dans l'atmosphère ont été des gaz nobles (^{133}Xe), l'iode (^{131}I et ^{133}I), le tellure (^{132}Te), et le césium (^{137}Cs et ^{134}Cs) (Povinec et al. [2013]).

3.3.2 Les rejets directs en mer

Le 2 Avril une fuite d'eau très fortement contaminée vers l'océan est découverte à partir du réacteur 2 et est colmatée le 6 Avril. En outre, des rejets délibérés ont dû être réalisés afin de dégager des capacités de stockage d'eau fortement contaminée (UNSCEAR [2014]). D'autres rejets en mer ont eu lieu par la suite, notamment en Mai et Décembre 2011, et également à partir des eaux souterraines, notamment en 2013, mais leur importance est bien moindre comparé aux rejets qui ont eu lieu dans le premier mois après l'accident (UNSCEAR [2014]). Parmi les radionucléides rejetés, trois ont fait l'objet d'un suivi intensif en mer : ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs , parmi ceux-ci seuls les deux derniers ont des demi-vies supérieures à 1 an. Dans cette thèse l'accent sera porté sur le ^{137}Cs car c'est un élément pour lequel on dispose de nombreuses données avant l'accident. Cependant il est à souligner que les isotopes d'un même élément ont des comportements identiques donc ce qui est valable pour le ^{137}Cs l'est également pour le ^{134}Cs .

Les quantités de radionucléides rejetés directement dans l'eau ont été principalement estimées pour le ^{137}Cs en utilisant des modèles de simulation numérique (Kawamura et al. [2011], Estournel et al. [2012], Tsumune et al. [2012], Miyazawa et al. [2013], Tsumune et al. [2013]). Les valeurs estimées

TABLE 3.1 – Les quantités estimées de certains radionucléides rejetés directement dans l'océan Pacifique suite à l'accident de Fukushima (D'après Povinec et al. [2013])

Radionucléide	demi-vie	Rejets Liquides (PBq)	Rejets atmosphériques (PBq)
^{131}I	8.02 jours		159
^{133}I	20.8 jours		42.2
^{137}Cs	30.04 ans	3.5	15.3
^{134}Cs	2.065 ans	3.5	17.5
^{144}Ce	284.9 jours	5.38×10^{-4}	0.0115
^{90}Sr	28.74 ans	1.49×10^{-5}	0.139
^{132}Te	3.2 jours		88.4

sont généralement comprises entre 3.5 et 5.5-5.9 PBq. Des valeurs largement plus élevées (10-34 PBq) ont été estimées par Bailly du Bois et al. [2012], mais ces valeurs sont controversées par Dietze and Kriest [2012].

Pour les autres radionucléides, les quantités ont été calculées en prenant en compte la quantité totale du ^{137}Cs rejeté, et en utilisant leurs ratios d'activité relatifs à ce radionucléide. Ces quantités sont résumées dans le Tableau 3.1 pour certains radionucléides dont les rejets ont été les plus importants. Il est à noter que le ^{134}Cs et le ^{137}Cs ont été rejetés dans les mêmes proportions dans les rejets liquides (ratio caractéristique de l'accident de 1 le 11 mars 2011).

3.4 L'évolution spatio-temporelle des concentrations du radiocésium dans l'eau

3.4.1 Au niveau de la zone côtière autour de Fukushima

La surveillance du taux de contamination des eaux côtières du Japon suite à l'accident de Fukushima a été rapidement instaurée par TEPCO, avec un nombre de stations de mesure qui augmente au fil du temps. Deux stations situées au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi sont contrôlées quotidiennement. La première est située à 11 km au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi, alors que la deuxième se trouve à 16 km au sud près de la plage de Iwasawa. Ensuite, d'autres stations de mesure ont été progressivement ajoutées par TEPCO le long de la côte et à différentes distances de la centrale de Fukushima Dai-ichi (3 km, 8 km, et 15 km), avec une limite de détection des mesures fixée aux alentours de 15 Bq l^{-1} . Enfin, le ministère japonais de l'éducation, de la culture, des sports, de la science et de la technologie (MEXT) s'est engagé, à son tour, à effectuer des mesures régulières du taux de contamination des eaux côtières situées à moins de 30 km de la côte, avec une limite de détection fixée à 10 Bq l^{-1} .

Durant la période caractérisée par les forts rejets liquides de radionucléides dans l'eau (entre le 25 mars et le 8 avril 2011), le confinement de ces derniers près de la centrale était fort, engendrant ainsi des concentrations environ 20 fois plus élevées près de la centrale qu'à 11 km au sud. A 15 km et 30 km de la centrale, les concentrations étaient respectivement 100 et 1000 fois plus faibles que celles mesurées près de la centrale. Ce confinement des eaux contaminées près de la côte a continué jusqu'au 8 avril, date à laquelle les concentrations du radiocésium dans l'eau, mesurées près de la centrale, ont atteint leur valeur maximale. Ensuite, quelques jours plus tard, des concentrations de plus en plus élevées ont été

mesurées à 30 km de la côte, synonyme d'une dispersion vers le large des eaux contaminées. Enfin, les concentrations du radiocésium dans la colonne d'eau collectées par TEPCO à partir de mi-mai à environ 15 km de la côte, ont été le plus souvent en dessous de la limite de détection.

Concernant la dispersion du radiocésium le long de la côte, la comparaison des concentrations mesurées au niveau de deux sites situés à la même distance au nord et au sud de la centrale, a montré que la zone située au sud de la centrale aurait été plus touchée par cette contamination que la partie nord. Cependant, ce constat doit être pris avec beaucoup de précaution étant donné qu'aucune mesure n'a été effectuée dans la partie nord durant la période des forts rejets liquides en mer.

3.4.2 En dehors de la zone côtière

Différentes campagnes scientifiques ont été organisées au large de la centrale nucléaire de Fukushima entre avril et juin 2011. Les limites de détection utilisées pendant ces campagnes étaient moins élevées que celles mentionnées ci-dessus, utilisées dans le cadre de la surveillance des taux de contamination des eaux côtières. Il est à noter que ces observations sont extrêmement importantes pour la compréhension des processus de dispersion de ces contaminants radioactifs dans l'eau, sous l'effet des courants et des différentes structures hydrodynamiques de l'océan.

Un mois après l'accident, une campagne de mesure réalisée à plusieurs milliers de km de la côte japonaise (?), a révélé des taux de contamination en ^{137}Cs des eaux de mer environ 100 fois supérieurs à ce qui a été observé avant l'accident (Fig 3.6A), avec un rapport $[^{137}\text{Cs}]/[^{134}\text{Cs}]$ proche de 1. Ces taux de contamination élevés, observés quelques semaines seulement après l'accident, à des endroits très éloignés de la côte devraient être principalement dûs aux retombées atmosphériques du radiocésium sur la surface de l'océan.

En juin 2011, 2.5 mois après l'accident, une campagne scientifique au large de Fukushima a permis de mesurer les concentrations du radiocésium dans l'eau à différents sites répartis le long de la zone située entre 30 km et 600 km de la côte Est japonaise (Buesseler et al. [2012], Fig 3.6B). Les concentrations du ^{134}Cs dans l'eau étaient plus élevées près de la côte, et le rapport $[^{137}\text{Cs}]/[^{134}\text{Cs}]$ était proche de 1. Les concentrations mesurées à 600 km de la station étaient de l'ordre de $0.1 - 0.3 \text{ Bq l}^{-1}$. Ces mesures ont révélé des concentrations moins élevées en radiocésium au sud du courant Kuroshio qui forme une sorte de barrière empêchant les eaux contaminées d'atteindre la partie sud de l'océan.

Enfin, les mesures effectuées dans le nord du Pacifique (entre 20°N et 50°N) par certains navires occasionnels entre mars 2011 et mars 2012, ont montré que la vitesse de dispersion du césium de la partie Ouest vers la partie Est du Pacifique était de l'ordre de 8 m s^{-1} (Aoyama et al. [2013]).

3.4.3 La variation avec la profondeur

Les concentrations du radiocésium dans l'eau diminuent rapidement avec la profondeur. Les mesures effectuées en juin 2011, ont montré que les concentrations deviennent indétectables au-delà de 100-200 m de profondeur (Buesseler et al. [2012], Rypina et al. [2013]).

3.5 L'état de contamination du compartiment biologique

L'accident nucléaire de Fukushima Dai-ichi et la contamination de l'océan Pacifique en radionucléides, ont suscité beaucoup d'inquiétude chez les consommateurs du poisson, non seulement au Japon

mais dans le monde entier d'autant que le Japon figure parmi les 10 principaux pays producteurs de poissons au monde, et que la région du Pacifique nord-ouest est considérée comme la première zone marine de pêche au monde (FAO [2006]). Toutes ces considérations sanitaires, économiques et politiques ont poussé les autorités japonaises, à travers le ministère de l'agriculture, des forêts et de la pêche (MAFF), à réaliser des contrôles réguliers de l'état de contamination des poissons et de certains autres produits de la mer. Les données relatives aux niveaux de contamination de plusieurs espèces de poissons, de fruits de mer et d'algues, prélevées au large de Fukushima et aux cinq autres préfectures adjacentes (Chiba, Ibaraki, Miyagi, Iwate et Aomori), sont alors régulièrement publiées (Povinec et al. [2013]). D'autres campagnes à caractère scientifique réalisées immédiatement après l'accident ont permis de mesurer le niveau de contamination de certaines autres espèces telles que les populations planctoniques et les petits poissons pélagiques (Buesseler et al. [2012], ?, Kitamura et al. [2013]).

3.5.1 Le plancton

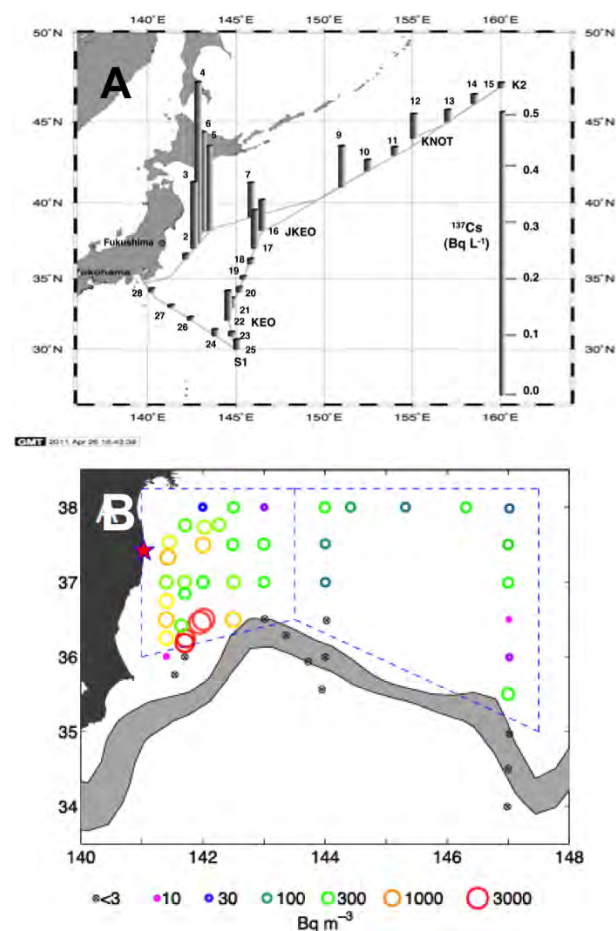


FIGURE 3.6 – La distribution horizontale dans l'eau du (A) ^{137}Cs (en Bq l^{-1}) mesuré en avril 2011 par ?, et du (B) ^{134}Cs (en Bq m^{-3}) mesuré en juin 2011 par Buesseler et al. [2012]

Les mesures de radioactivité effectuées sur le zooplancton prélevé entre juillet 2011 et février 2012 par le MAFF ont montré des concentrations comprises entre 0.3 et $8.4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$ (MAFF [2012]). Le zooplancton prélevé à la station K2 (47°N , 160°E) et S1 (30°N , 145°E) en avril-mai 2011, montre des concentrations en ^{137}Cs d'environ 13.5 Bq kg^{-1} au niveau de la couche de mélange ($< 80 \text{ m}$ de profondeur), et $59.2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$ entre 80 et 200 m de profondeur (?). Le ^{134}Cs a, quant à lui, été détecté dans tous ces échantillons avec un rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ proche de 1. Les résultats obtenus lors de l'expédition internationale pour la mesure de la radioactivité marine effectuée en juin 2011 (Buesseler et al. [2012]), ont montré que les concentrations du ^{137}Cs dans le zooplancton étaient comprises entre 0.3 et $56.4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$, et que les concentrations du ^{134}Cs variaient entre non-détectable et $45.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$. Dix mois après l'accident, les concentrations mesurées dans le zooplancton collecté entre 500 et 2100 km de la centrale étaient comprises entre 2.2 et $14.9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ pour le ^{137}Cs , et entre 1.9 et $10.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$ pour le ^{134}Cs (Kitamura et al. [2013]).

En se référant à la concentration du radiocésium dans le zooplancton avant l'accident ($0.01\text{--}0.08 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$, $0.05\text{--}0.4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$), ces concentrations post-accidentelles sont de 1 à 4 ordres de grandeur supérieures aux concentrations pré-accidentelles.

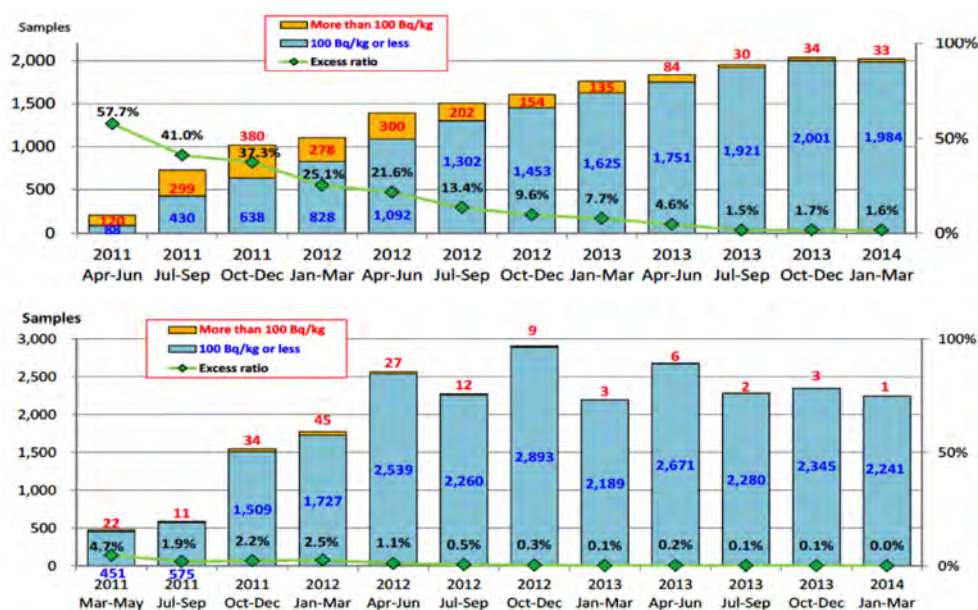


FIGURE 3.7 – Les proportions relatives du nombre de poissons dont la concentration est supérieure à la norme de consommation et de commercialisation ($100 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$). En haut les données relatives à la préfecture de Fukushima, en bas celles relatives aux préfectures autre que Fukushima (Source : MEXT [2014])

3.5.2 Les poissons

Le niveau maximal admissible pour la consommation alimentaire suite à l'accident de Fukushima a été fixé, dans un premier temps, par les autorités japonaises à $500 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$ pour le césium avant d'être abaissée à $100 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$ à partir du 1 avril 2012. Cette limite est particulièrement basse par rapport à celles fixées dans d'autres pays (UE : 1250, USA : 1200). Les proportions du nombre de poissons dont la concentration en ^{137}Cs est supérieure ou inférieure à la norme, ainsi que l'évolution temporelle de la proportion de poissons dépassant cette norme sont représentées sur la Figure 3.7 pour les espèces prélevées à Fukushima et celles prélevées ailleurs entre mars 2011 et mars 2014.

Au deuxième trimestre de l'année 2011 (Avr-juin) près de 60% des prélèvements effectués à Fukushima présentaient des concentrations supérieures à $100 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ ww}$. Cette proportion diminue progressivement pour atteindre un peu moins de 2% au premier trimestre de l'année 2014. Dans le cas des autres préfectures, cette proportion ne représente que 4.7% des prélèvements effectués au deuxième trimestre de l'année 2011, avant de devenir nulle vers le premier trimestre de l'année 2014. L'histogramme de la répartition des concentrations de radiocésium dans les poissons pour chacune des trois années (2011-2014) est illustré sur la Figure 3.8.

Les données récoltées à Fukushima durant la première année suivant l'accident montrent que près de 35% des prélèvements présentent des concentrations supérieures à la norme, 30% des concentrations sont inférieures à 25 Bq kg^{-1} , et 35% de ces concentrations sont comprises entre 25 et 100 Bq kg^{-1} . Les prélèvements récoltés entre avril 2012 et mars 2013 montrent que près de 65% des échantillons présentent des concentrations inférieures à 25 Bq kg^{-1} et seulement 12.6 % présentent des concentrations supérieures à la norme. Entre avril 2013 et mars 2014 près de 90% des concentrations sont inférieures à 25 Bq kg^{-1} , alors que la proportion des prélèvements ayant des concentrations supérieures à la norme ne dépasse pas 2.3%.

Dans le cas des autres préfectures, la proportion des prélèvements qui présentent des concentrations

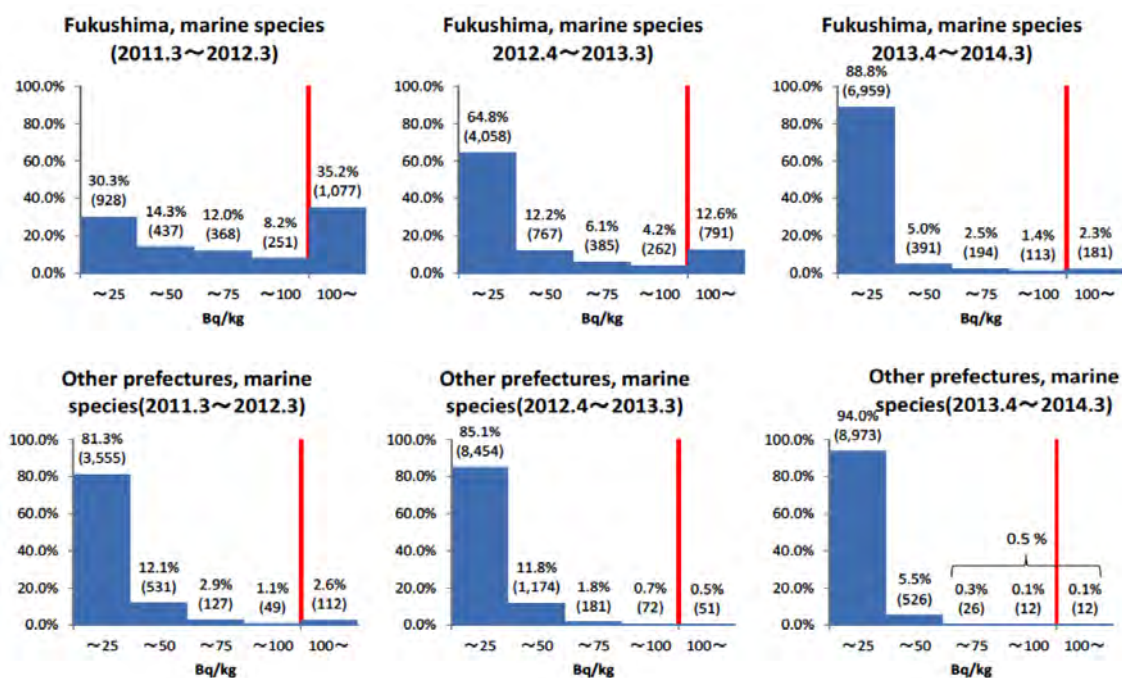


FIGURE 3.8 – L’histogramme de la répartition des concentrations en radiocésium des poissons (en $Bq\ kg^{-1}\ ww$) récoltés à la préfecture de Fukushima (en haut), et au niveau des autres préfectures (en bas) (Source : MEXT [2014])

supérieures à la norme est très faible (<3% entre 2011 et 2012, et 0.1% entre 2013 et 2014). La majeure partie des concentrations est inférieure à $25\ Bq\ kg^{-1}$.

La classification des espèces en fonction de leur milieu de vie (démersales, épipélagiques, pélagiques, neustoniques) montre que les espèces démersales sont les plus contaminées (Figure 3.9). Les concentrations enregistrées chez ces espèces sont comparables à celles des poissons d’eau douce. Les espèces épipélagiques (e.g. les sardines, les anchois et les balaous) présentent des concentrations inférieures à la norme, tout en gardant une stabilité durant toute l’année suivant l’accident. Les espèces pélagiques (e.g. maquereaux, thons, saumons) montrent des concentrations légèrement supérieures à celles des poissons épipélagiques. Ces concentrations restent aussi stables durant toute l’année, et certaines d’entre elles sont supérieures à la norme. Les espèces neustoniques (e.g. Lançons de sable japonais, shirasu, pêches blanches) montrent des concentrations variables dans le temps, avec des concentrations très élevées entre avril et juin 2011 (qui dépassent largement la norme). Ces valeurs diminuent progressivement à partir de juin 2011 jusqu’à atteindre des valeurs inférieures à la norme et qui restent stables à partir du mois d’août 2011.

3.6 La modélisation du transfert des radionucléides aux organismes marins

Un organisme vivant dans un milieu radioactif accumule et élimine simultanément les radionucléides. Les mécanismes d’accumulation et de rétention dépendent essentiellement des caractéristiques de l’organisme et des propriétés chimiques du radionucléide en question. Certains éléments chimiques (bio-éléments) sont essentiels pour la construction des tissus des organismes vivants, ainsi que pour leur métabolisme. Les organismes vivants accumulent activement les bioéléments à partir de leur environne-

ment et de leur nourriture. Ces éléments incluent essentiellement le carbone, le phosphore, l'azote, le potassium, l'iode, le zinc, le cobalt, etc. Lorsque l'organisme accumule un bio-élément à partir de son environnement, il accumule aussi son homologue radioactif tels que ^{14}C , ^{32}P , ^{40}K , ^{131}I , ^{65}Zn , ^{60}Co . De plus, les organismes peuvent aussi accumuler d'autres éléments radioactifs ayant les mêmes propriétés chimiques que les bioéléments stables. Par exemple, le radiocésium a les mêmes propriétés chimiques que le potassium, et le strontium (^{90}Sr) est chimiquement similaire au calcium. L'environnement marin est un milieu riche en bio-éléments tels que le potassium et le calcium, qui présentent des concentrations largement supérieures à celles de leurs analogues radioactifs (césium et strontium respectivement). Cela contribue généralement à inhiber leur accumulation. C'est la raison pour laquelle les organismes d'eau douce sont généralement plus contaminés en ces éléments que ceux d'eau de mer. Certains éléments chimiques (et leurs analogues radioactifs) ne sont pas importants pour le métabolisme des organismes vivants, cependant, ils sont capables de s'adsorber sur leur corps. Ce processus est fréquent chez certains éléments lourds tels que l'uranium, le plutonium, le zirconium, etc. (Sazykina [2000]).

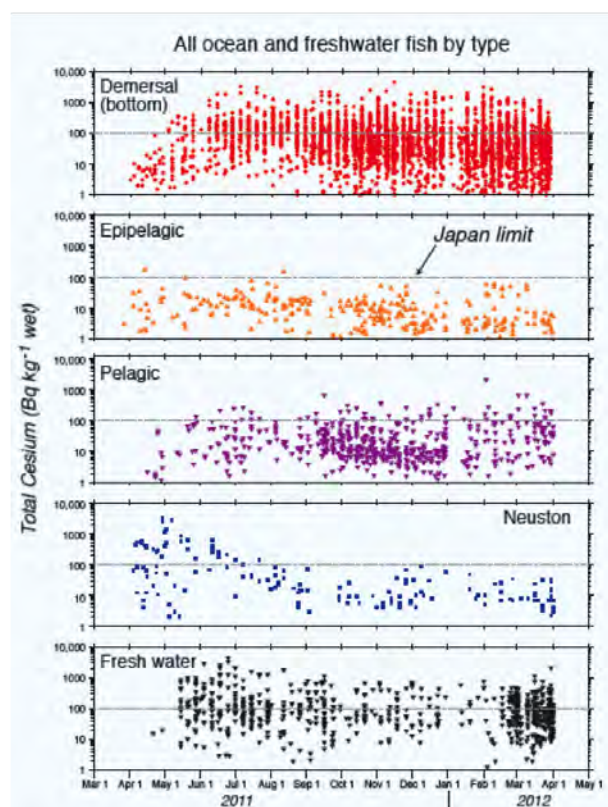


FIGURE 3.9 – L'évolution temporelle de la concentration totale des radiocésium ($^{137}Cs + ^{134}Cs$) chez cinq différents types de poissons (source : Buessler [2012])

Le bilan radioactif d'un organisme dépend de ces mécanismes d'accumulation et d'élimination et de la vitesse à laquelle ils s'effectuent. La modélisation des échanges de radionucléides entre les différents compartiments de l'environnement marin, et notamment le transfert aux organismes vivants, est l'un des piliers majeurs de la radioécologie marine. Les modèles radioécologiques s'intéressant à l'estimation de la concentration d'un ou de plusieurs radionucléides dans l'organisme marin ont commencé à apparaître dès les années 1960s suite à la contamination du milieu marin due essentiellement aux retombées des essais nucléaires. Le développement informatique et l'apparition de nouveaux outils numériques ont largement contribué à améliorer ces modèles et à développer de nouvelles approches permettant une meilleure estimation des taux de contamination. En fonction du degré de complexité, on peut distinguer trois types d'approche pour estimer le taux de contamination des organismes marins.

3.6.1 Méthode statique basée sur le facteur de concentration

Le facteur de concentration (CF) d'un radionucléide pour une espèce ou un taxon est généralement calculé pour l'organisme à l'équilibre avec son milieu. Pour prévoir par cette méthode les concentrations en radionucléides des organismes, il suffit de multiplier la concentration mesurée ou estimée dans l'eau baignant l'organisme par le facteur de concentration de ce dernier :

$$C_{\text{organisme}} = CF \times C_{\text{eau}}$$

Le facteur de concentration, s'il représente effectivement la réponse de l'organisme, est en fait représentatif d'une certaine situation environnementale et d'un certain état métabolique de l'organisme dont les fluctuations vont se répercuter sur la valeur correspondante du CF. Pour un organisme et un radionucléide donné on peut donc avoir une gamme de valeurs du FC (Le Fur [1989]).

Bien que cette méthode offre l'avantage de la simplicité vu qu'elle ne demande qu'un seul paramètre (CF) qui est généralement bien documenté dans la littérature, et ne requiert pas des moyens de calcul sophistiqués, elle présente quand même un certain nombre d'inconvénients, parfois problématiques dans le cadre d'une situation accidentelle :

- Les valeurs du CF sont déterminées lorsque l'organisme est à l'équilibre avec son environnement. Cette conception statique peut être une approximation suffisante lorsque l'on estime les niveaux pour des organismes soumis depuis longtemps à une même activité dans l'environnement. Son utilisation semble cependant abusive lorsque les niveaux de radioactivité dans l'eau fluctuent de manière importante comme c'est le cas dans les situations d'accident nucléaire.
- Les différences observées entre les valeurs de CF obtenues en laboratoire et leurs équivalents calculés in situ sont souvent de plusieurs ordres de grandeur (Le Fur [1989]). Comme le calcul du CF est généralement effectué à partir d'expériences de laboratoire, cette incompatibilité entre les valeurs obtenues en laboratoire et celles qu'il faut utiliser dans l'environnement réduit beaucoup les possibilités de trouver dans la littérature une valeur adaptée à la situation étudiée.
- La relation entre la concentration du radionucléide dans l'environnement et sa concentration dans l'organisme pourrait ne pas être linéaire (Kumblad et al. [2006]).

3.6.2 Méthode dynamique basée sur des constantes d'accumulation et d'élimination

Cette méthode permet d'estimer la concentration du radionucléide dans l'organisme en se basant sur le bilan radioactif des processus d'accumulation et d'élimination. Le processus d'accumulation prend généralement en compte les deux voies de contamination à savoir la voie directe à partir de l'eau, et la voie indirecte via la consommation des proies contaminées. Les paramètres liés au taux d'accumulation directe et au taux d'élimination du radionucléide, ainsi que d'autres paramètres écologiques généralement inclus dans ce type de modèles tels que le taux de croissance de l'organisme vivant ainsi que son taux d'ingestion de nourriture, sont considérés comme indépendants des facteurs relatifs à la dynamique de l'organisme en question. Autrement dit, les taux d'accumulation ou d'élimination du radionucléide ne sont pas forcément affectés par les facteurs qui influent sur la dynamique ou la croissance de l'organisme vivant.

Dans ce type de modèles, l'organisme peut en effet être représenté avec un ou plusieurs compartiments connectés ou non entre eux. Les modèles à plusieurs compartiments sont généralement utilisés pour prendre en compte la variabilité dans le temps de la vitesse d'élimination du radionucléide par l'organisme, avec la présence d'une phase d'élimination rapide suivie par une phase lente (e.g. Ruzic [1972], Le Fur [1989], Vives i Batlle et al. [2008]). Les modèles à un seul compartiment sont les plus utilisés en radioécologie marine (e.g. Thomann [1981], Reinfelder et al. [1998], Brown et al. [2006], etc). Cette approche de modélisation a été utilisée par Tateda et al. [2013], Vives i Batlle et al. [2014] et Maderich et al. [2014] dans le cadre de l'étude relative au transfert des radionucléides dans les chaînes trophiques marines suite à l'accident de Fukushima. Les avantages de cette approche sont liés à son coût numérique faible et son adaptation aux situations où la concentration du radionucléide dans l'environnement change

rapidement (e.g. accident). Son inconvénient est essentiellement lié à la non prise en compte des facteurs qui influent sur la vie de l'organisme (e.g. disponibilité de la nourriture, température ...).

3.6.3 Méthode dynamique basée sur un modèle de l'écosystème

Comme dans l'approche précédente, la concentration du contaminant dans le compartiment biologique (individu ou population) est estimée à partir du bilan radioactif des processus d'accumulation et d'élimination du radionucléide. En revanche, certains paramètres du modèle, notamment ceux liés aux flux de radionucléides via la voie trophique tels que le taux d'ingestion de nourriture, sont généralement variables temporellement et spatialement en parallèle avec la variabilité des conditions environnementales (disponibilité en nourriture, température, lumière, etc). Pour estimer ces paramètres, un modèle écologique est utilisé. Ce modèle peut alors représenter un seul individu, une population, ou un réseau trophique, en fonction de l'échelle à laquelle on s'intéresse, et il est souvent couplé au modèle de transfert. Cette approche est essentiellement basée sur l'hypothèse que le radionucléide suit le flux de la matière organique et des éléments stables analogues le long de la chaîne trophique (Sazykina [2000], Kumblad et al. [2006]). Cela signifie que chaque facteur ayant une influence plus ou moins importante sur la dynamique de ce compartiment biologique devrait forcément affecter le taux de sa contamination en radionucléides (Sazykina [2000]). Certaines conditions environnementales telles que la température, la lumière, ou la disponibilité en nourriture, dont la variabilité spatio-temporelle est généralement très importante, sont bien connues pour avoir une influence majeure sur la dynamique et la croissance des organismes marins. Ce type d'approche est donc bien adapté à l'étude de la contamination des organismes marins en radionucléides dans des situations où la variabilité spatiale ou temporelle des facteurs environnementaux est très importante, et son effet sur la croissance du compartiment biologique est plus marqué (Kumblad et al. [2006]). Bien que cette méthode soit plus proche de la réalité que les deux premières, et qu'elle permette une meilleure compréhension des mécanismes de transport des radionucléides le long des chaînes trophiques et de leur sensibilité vis-à-vis des différents facteurs environnementaux, son coût élevé en matière d'outils et de temps de calcul numérique rend son utilisation moins répandue dans la communauté scientifique comparée aux deux premières approches.

Dans le cadre de mon étude, cette approche écosystémique a été utilisée pour estimer les taux de contamination en ^{137}Cs du plancton marin (phytoplancton et zooplancton) connu par ses déplacements entraînés par les courants océaniques. Le choix de cette méthode est justifié par le fait qu'elle est la mieux adaptée à l'étude des populations, mais aussi par la forte variabilité spatio-temporelle des facteurs environnementaux (température, salinité, chlorophylle, etc.) caractérisant notre zone d'étude (voir Section 3.2) et par le déplacement de ces populations planctoniques généré par les courants, et qui a lieu en même temps que la dispersion des contaminants radioactifs. La description du modèle de transfert utilisé, ainsi que la méthode du couplage avec les modèles de l'écosystème est reportée en détails dans la partie (II) de cette thèse.

Deuxième partie

Etude de la contamination des populations planctoniques

Dans le chapitre précédent, nous avons décrit les différentes approches de modélisation généralement utilisées dans le domaine de la radioécologie marine. Parmi ces méthodes, nous avons évoqué l'approche dynamique basée sur un modèle d'écosystème qui permet d'estimer les différents paramètres écologiques utilisés dans le modèle de transfert des radionucléides à l'organisme marin. C'est cette approche que nous avons utilisé dans ce travail pour étudier le transfert du ^{137}Cs aux populations planctoniques présentes dans cette région du Pacifique nord-ouest, et qui sont composées de phytoplancton et de zooplancton. Le choix de cette méthode est justifié par la forte variabilité spatio-temporelle des communautés planctoniques dans cette région du Pacifique Nord-ouest, ce qui pourrait engendrer des variations dans leur taux de contamination comme nous l'avons discuté dans la partie I. De plus, dans le cas d'un accident nucléaire, comme celui de Fukushima, les concentrations de radionucléides dans l'eau ne sont pas homogènes, et leur dispersion se fait en même temps que la dispersion des populations planctoniques sous l'effet des courants.

Cette partie est composée de deux chapitres, le premier décrit les différents modèles utilisés dans cette simulation, leur couplage, ainsi que la configuration numérique utilisée. Dans le deuxième chapitre nous décrirons le modèle radioécologique développé dans cette étude, sa paramétrisation et les principaux résultats obtenus par cette simulation. Ce deuxième chapitre est présenté sous forme d'un article publié dans la revue scientifique "*Biogeosciences*".

Chapitre 4

Les outils numériques

4.1 Le modèle hydrodynamique

Le modèle numérique de circulation océanique régionale SYMPHONIE développé par le POC (Pôle Océan et Couplage) de l'observatoire Midi-Pyrénées de Toulouse a été utilisé. C'est un modèle tridimensionnel qui résout le système d'équations de Navier-Stokes sous l'hypothèse de l'équilibre hydrostatique, l'approximation de Boussinesque et l'hypothèse d'incompressibilité. Il est fondé sur la conservation du mouvement et la conservation de la masse, et prend en compte la bathymétrie, les forçages atmosphériques, la circulation à grande échelle et les apports fluviaux comme conditions aux limites. Les trois composantes de la vitesses, les variations de pression, la température et la salinité sont calculées sur une grille C (Arakawa and Lamb [1977]) en utilisant une méthode de différences finies. Plusieurs applications de ce modèle ont été réalisées essentiellement en Méditerranée occidentale pour répondre à des problématiques différentes telles que l'étude de la circulation du plateau continental induite par le vent (Estournel et al. [2003], Auclair et al. [2003], Petrenko et al. [2005]), le cascading (Dufau-Julliand [2004], Ulses et al. [2008a]), la convection profonde (Herrmann et al. [2008]), le transport sédimentaire (Ulses et al. [2008b]), l'impact des vagues sur les courants marins (Michaud et al. [2011]), la dispersion larvaire (Guizien et al. [2012], Guizien et al. [2014]), etc. Plus récemment, une application du modèle sur la région nord-ouest du Pacifique a été effectuée par le groupe SIROCCO de Toulouse pour étudier la dispersion du radiocésium rejeté dans l'océan suite à la destruction de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi (Estournel et al. [2012]). Cette dernière étude a été le point de départ de ce travail de thèse.

Les équations du modèle sont basées sur la conservation de la masse et du mouvement. Les équations primitives résultant des trois hypothèses précédentes sont décrites ci-dessous en coordonnées cartésiennes (O,x,y,z), où l'origine O correspond au niveau de repos de la surface de la mer, Ox et Oy sont les axes horizontaux et Oz l'axe vertical ascendant. Les équations pour les composantes de la vitesse horizontale sont alors :

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial uu}{\partial x} + \frac{\partial vu}{\partial y} + \frac{\partial wu}{\partial z} - fv &= -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) \\ \underbrace{\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial vv}{\partial y} + \frac{\partial wv}{\partial z}}_{\text{advection}} - \underbrace{fu}_{\text{coriolis}} &= -\underbrace{\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial y}}_{\text{pression}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial v}{\partial y} \right)}_{\text{diffusion horizontale}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial v}{\partial z} \right)}_{\text{diffusion verticale}} \end{aligned}$$

Sous les mêmes hypothèses, l'équation de continuité s'écrit alors :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

Avec ρ_0 est la masse volumique de l'eau de mer de référence, f le paramètre de Coriolis, p la pression, K_h le coefficient de diffusion horizontale, et K_z le coefficient de viscosité turbulente.

L'équation de pression hydrostatique est donnée par l'équation :

$$p(z) = \int_z^\eta \rho g \, dz$$

Où g est l'accélération gravitationnelle et η l'élévation de la surface de la mer, déduite de la divergence du courant moyenné sur la verticale $(\bar{u}, \bar{v}) = \frac{1}{H} \int_{-h}^\eta (u, v) dz$:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial(D\bar{u})}{\partial x} + \frac{\partial(D\bar{v})}{\partial y} = 0$$

Où $H = \eta + h$ présente la hauteur totale de la colonne d'eau et h la bathymétrie (hauteur de la colonne d'eau au repos). La masse volumique ρ est liée à la température et la salinité par l'équation d'état de [Jackett et al., 2006]. La température et la salinité sont déterminées à partir des équations de conservation :

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \frac{\partial uT}{\partial x} + \frac{\partial vT}{\partial y} + \frac{\partial wT}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{1}{\rho_0 C_p} \frac{\partial I_s}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial T}{\partial y} \right)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial uS}{\partial x} + \frac{\partial vS}{\partial y} + \frac{\partial wS}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial S}{\partial y} \right)$$

Où C_p est le coefficient de chaleur massique, $I_s(z)$ est le forçage de radiation solaire, K_x et K_y correspondent à la diffusivité numérique du schéma d'advection.

4.2 Le modèle d'écosystème

4.2.1 Le choix du modèle

Dans cette section, nous nous intéressons à la représentation des communautés planctoniques caractéristiques du Pacifique Nord-ouest qui sont exposées à la contamination radioactive de l'eau dans laquelle elles vivent. Pour simuler la dynamique spatio-temporelle de ces populations, nous avons choisi le modèle biogéochimique NEMURO (North pacific Ecosystem Model for Understanding Regional Oceanography) développé par Kishi et al. [2007]. Ce modèle a été utilisé à plusieurs reprises dans différentes études concernant la région du Pacifique Nord (Aita et al. [2007], Fujii et al. [2007], Komatsu et al. [2007], Kishi et al. [2009]) ce qui a permis d'estimer et de valider ses différents paramètres. Toutes ces études ont montré la robustesse de ce modèle et sa capacité à reproduire les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote ainsi que les aspects écologiques des niveaux trophiques inférieurs de l'écosystème pélagique (Kishi et al. [2011]) dans différentes régions du Pacifique nord. Il est donc le modèle le plus adapté à notre étude, d'autant que les paramètres nécessaires sont disponibles, ce qui simplifie davantage son application. Le but principal de l'application de ce modèle est de représenter l'évolution

spatio-temporelle des différentes populations planctonique afin d'estimer les différents paramètres écologiques nécessaires pour le modèle radioécologique (les taux de croissance, d'ingestion, de mortalité, etc). Cela permettra alors d'étudier leur contamination en parallèle avec leur fonctionnement écologique dans le milieu.

4.2.2 Présentation, formulation du modèle et choix des paramètres

Le modèle NEMURO (Kishi et al. [2007]) comporte deux classes de taille du phytoplancton à savoir le petit phytoplancton (PS) représenté essentiellement par les dinoflagellés et le gros phytoplancton (PL) associé aux diatomés. Le zooplancton quant à lui est représenté par trois classes : le petit zooplancton (ZS) associé aux ciliés, le gros zooplancton (ZL) associé aux copépodes, et le zooplancton prédateur (ZP) associé aux euphausiacés et aux gélatineux. Le reste des variables représentées dans le modèle sont : les nitrates (NO_3), l'ammonium (NH_4), l'acide silicique ($SiOH_4$), l'azote organique particulaire non-vivant (PON), la silice organique particulaire ($OPAL$), et l'azote organique dissout (DON). Ce modèle s'agence autour de deux cycles biogéochimiques : le cycle de l'azote et le cycle du silicium. L'azote transite dans l'ensemble des compartiments vivants (PS, PL, ZS, ZL, ZP) alors que le silicium intervient dans la croissance des diatomés (PL) et transite dans ses prédateurs (ZL et ZP). Les unités des différentes variables du modèle sont exprimées en $\mu mol\ N\ L^{-1}$ pour le cycle de l'azote et en $\mu mol\ Si\ L^{-1}$ pour le cycle du silicium. Les flux de l'azote entre les différentes variables d'états du modèle sont formulés sous forme d'un ensemble de 11 équations différentielles ordinaires impliquant les différents processus de gain et de perte affectant chacune de ces variables :

$$\begin{aligned} \frac{d(PSn)}{dt} = & Photosynthèse(PS) - Respiration(PS) - Mortalité(PS) - Excrétion(PS) \\ & - Prédation(PS\ par\ ZS) - Prédation(PS\ par\ ZL) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d(PL)}{dt} = & Photosynthèse(PL) - Respiration(PL) - Mortalité(PL) - Excrétion(PL) \\ & - Prédation(PL\ par\ ZL) - Prédation(PL\ par\ ZP) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d(ZS)}{dt} = & Prédation(PS\ par\ ZS) - Prédation(ZS\ par\ ZL) - Prédation(ZS\ par\ ZP) \\ & - Mortalité(ZS) - Excrétion(ZS) - Egestion(ZS) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d(ZL)}{dt} = & Prédation(PS\ par\ ZL) + Prédation(PL\ par\ ZL) + Prédation(ZS\ par\ ZL) \\ & - Prédation(ZL\ par\ ZP) - Mortalité(ZL) - Excrétion(ZL) - Egestion(ZL) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d(ZP)}{dt} = & Prédation(PL\ par\ ZP) + Prédation(ZS\ par\ ZP) + Prédation(ZL\ par\ ZP) \\ & - Mortalité(ZP) - Excrétion(ZP) - Egestion(ZP) \end{aligned}$$

$$\frac{d(NO_3)}{dt} = -(Photosynthèse(PS, PL) - Respiration(PS, PL))fratio + Nitrification$$

TABLE 4.1 – Les variables d'état du modèle NEMURO, exprimées en $\mu\text{mol N l}^{-1}$ ou en $\mu\text{mol Si l}^{-1}$

Variable d'état	Définition	Unité
PSn	Biomasse du petit phytoplancton	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
PLn	Biomasse du grand phytoplancton	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
ZSn	Biomasse du petit zooplancton	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
ZLn	Biomasse du grand zooplancton	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
ZPn	Biomasse du zooplancton prédateur	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
NO_3	Concentration de Nitrate	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
NH_4	Concentration d'ammonium	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
PON	Concentration d'azote organique particulaire	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
DON	Concentration d'azote organique dissout	$\mu\text{mol N l}^{-1}$
$Si(OH)_4$	Concentration d'acide silicique	$\mu\text{mol Si l}^{-1}$
$Opal$	Concentration du Silicium organique particulaire	$\mu\text{mol Si l}^{-1}$

$$\begin{aligned} \frac{d(NH_4)}{dt} = & -(Photosynthèse(PS, PL) - Respiration(PS, PL))(1 - fratio) \\ & + Nitrification + Décomposition(PON \text{ à } NH_4) + Décomposition(DON \text{ à } NH_4) \\ & + Excrétion(ZS, ZL, ZP) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{d(PON)}{dt} = & Mortalité(PS, PL, ZS, ZL, ZP) + Egestion(ZS, ZL, ZP) - Décomposition(PON \text{ à } NH_4) \\ & - Décomposition(PON \text{ à } DON) \end{aligned}$$

$$\frac{d(DON)}{dt} = Excrétion(PS, PL) + Décomposition(PON \text{ à } DON) - Décomposition(DON \text{ à } NH_4)$$

$$\begin{aligned} \frac{d(Si(OH)_4)}{dt} = & -(Photosynthèse(PL) - Respiration(PL) + Excrétion(PL)) \\ & + Décomposition(Opal \text{ à } Si(OH)_4) \end{aligned}$$

$$\frac{d(Opal)}{dt} = Mortalité(PL) + Egestion(ZL) + Egestion(ZP) - Décomposition(Opal \text{ à } Si(OH)_4)$$

Le Tableau 4.1 résume les différentes variables d'état utilisées dans ce modèle et leurs définitions respectives. Les symboles mathématiques utilisés pour représenter les processus inclus dans les différentes équations du modèle sont rapportés dans le Tableau 4.2.

TABLE 4.2 – Les symboles utilisés dans les équations du modèle pour représenter les différents processus

Processus	Le symbole
<i>Photosynthèse(PS)</i>	<i>GppPSn</i>
<i>Respiration(PS)</i>	<i>ResPSn</i>
<i>Mortalité(PS)</i>	<i>MorPSn</i>
<i>Excrétion(PS)</i>	<i>ExcPSn</i>
<i>Prédation(PS par ZS)</i>	<i>GraPS2ZSn</i>
<i>Prédation(PS par ZL)</i>	<i>GraPS2ZLn</i>
<i>Photosynthèse(PL)</i>	<i>GppPLn</i>
<i>Respiration(PL)</i>	<i>ResPLn</i>
<i>Mortalité(PL)</i>	<i>MorPLn</i>
<i>Excrétion(PL)</i>	<i>ExcPLn</i>
<i>Prédation(PL par ZL)</i>	<i>GraPL2ZLn</i>
<i>Prédation(PL par ZP)</i>	<i>GraPL2ZPn</i>
<i>Prédation(ZS par ZL)</i>	<i>GraZS2ZLn</i>
<i>Prédation(ZS par ZP)</i>	<i>GraZS2ZPn</i>
<i>Mortalité(ZS)</i>	<i>MorZSn</i>
<i>Excrétion(ZS)</i>	<i>ExcZSn</i>
<i>Egestion(ZS)</i>	<i>EgeZSn</i>
<i>Prédation(ZL par ZP)</i>	<i>GraZL2ZPn</i>
<i>Mortalité(ZL)</i>	<i>MorZLn</i>
<i>Excrétion(ZL)</i>	<i>ExcZLn</i>
<i>Egestion(ZL)</i>	<i>EgeZLn</i>
<i>Mortalité(ZP)</i>	<i>MorZPn</i>
<i>Excrétion(ZP)</i>	<i>ExcZPn</i>
<i>Egestion(ZP)</i>	<i>EgeZPn</i>
<i>Nitrification</i>	<i>Nit</i>
<i>Décomposition(PON à NH₄)</i>	<i>DecP2N</i>
<i>Décomposition(DON à NH₄)</i>	<i>DecD2N</i>
<i>Décomposition(PON à DON)</i>	<i>DecP2N</i>
<i>Décomposition(Opal à Si(OH)₄)</i>	<i>DecP2Si</i>

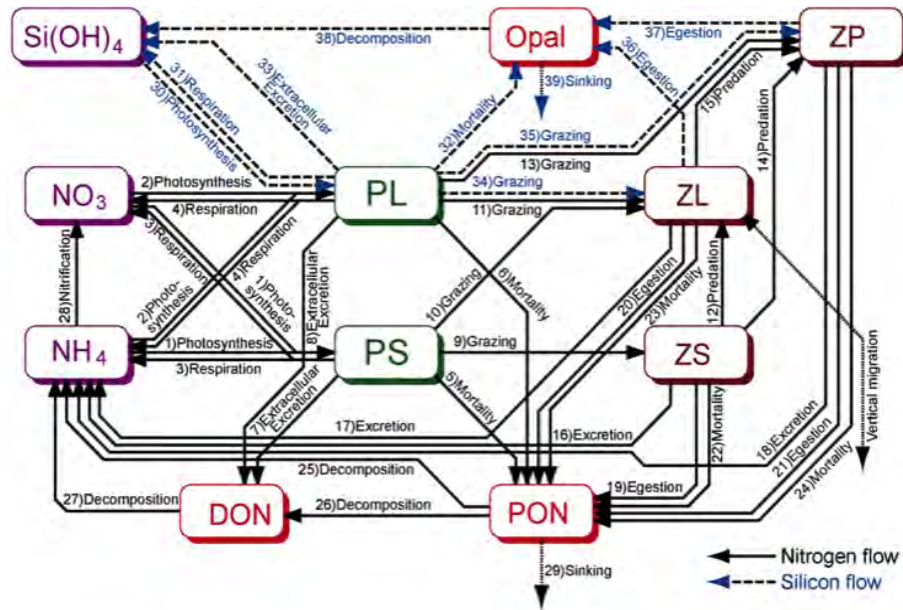


FIGURE 4.1 – Le schéma conceptuel du modèle écosystémique NEMURO, représentant les différentes variables d'état ainsi que les processus régissant les gains et les pertes de flux (Source : [Kishi et al. \[2007\]](#))

La croissance du phytoplancton (Photosynthèse)

La croissance du phytoplancton est considérée comme une fonction de sa densité dans l'eau, de la température, de la concentration en nutriments et de l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau. Le taux journalier de la croissance phytoplanctonique est alors représenté dans le modèle sous la forme d'un produit de trois termes dont le premier correspond à l'absorption des nutriments, alors que les deux autres termes correspondent à la dépendance du taux de croissance vis-à-vis de la température et de la lumière respectivement. La cinétique d'absorption des nutriments est basée sur l'équation de "Michaelis-Menten". Le processus par lequel le phytoplancton assimile préférentiellement l'ammonium aux nitrates est pris en compte par un terme de limitation de l'assimilation des nitrates en fonction de la concentration en ammonium selon la formulation de ([Wroblewski \[1977\]](#)).

Le terme de dépendance vis-à-vis de la température est basé sur la relation de " Q_{10} ", alors que le terme de limitation de la croissance par la lumière est exprimé sur la base de la formulation de "Steele" ([Steele \[1962\]](#)).

La formule générale de la croissance du petit phytoplancton est alors donnée par l'équation suivante :

$$G_{ppPSn} = V_{max} \underbrace{\left(\frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3}} \exp(-\psi NH_4) + \frac{NH_4}{NH_4 + K_{NH_4}} \right)}_{\text{assimilation préférentielle des nitrates}} \underbrace{\exp(k_{GppS} T M P)}_{\text{effet de la température}} \underbrace{\int \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) dz}_{\text{effet de la lumière}} P S n \quad (4.1)$$

V_{max} est le taux maximal de croissance, K_{NO_3} et K_{NH_4} sont les constantes de demi-saturation pour les nitrates et l'ammonium respectivement, ψ est la constante d'inhibition de la consommation des nitrates par l'ammonium. k_{GppS} est le coefficient de température pour la photosynthèse, il est calculé à partir de l'équation suivante : $k_{GppS} = \frac{\ln(Q_{10})}{10}$. I représente l'intensité lumineuse utilisable pour la photosynthèse

(*PAR*) qui atteint la profondeur à laquelle se trouve le phytoplancton. La valeur du *PAR* à la surface de l'océan est alors : $I(0) = 0.43I_s$ avec I_s le flux de radiation solaire net. On distingue les parties de l'éclairement situées dans les petites longueurs d'onde (bleu) $E_{PAR,s}$ et dans les grandes longueurs d'onde (rouge) $E_{PAR,l}$, qui ne sont pas absorbées de façon identique dans la colonne d'eau :

$$\begin{aligned} E_{PAR,l}(0) &= p_l \times I(0) \\ E_{PAR,s}(0) &= (1 - p_l) \times I(0) \end{aligned}$$

avec $p_l = 0.5$ dans cette étude. En pénétrant dans l'eau l'intensité lumineuse s'atténue avec la profondeur due à son absorption par l'eau et par le phytoplancton. Cette atténuation est exprimée en fonction de la profondeur et de la concentration en phytoplancton pour les deux parties du spectre :

$$\begin{aligned} E_{PAR,l}(z - dz) &= E_{PAR,l}(z) \times \exp(-\kappa_l dz) \\ E_{PAR,s}(z - dz) &= E_{PAR,s}(z) \times \exp(-\kappa_s dz) \end{aligned}$$

avec dz l'épaisseur de la couche située entre deux niveaux verticaux successifs. κ_l et κ_s les coefficients d'atténuation lumineuse pour les grandes et les petites longueurs d'onde respectivement :

$$\begin{aligned} \kappa_l &= \alpha_{1,l} + \alpha_{2,l}(PS_n(z) + PL_n(z))^{l_l} \\ \kappa_s &= \alpha_{1,s} + \alpha_{2,s}(PS_n(z) + PL_n(z))^{l_s} \end{aligned}$$

où $PS_n(z) + PL_n(z)$ est la concentration totale en phytoplancton à la profondeur $z < 0$. l_l et l_s sont des constantes égales à 1 dans cette étude. $\alpha_{1,l} = \alpha_{1,s} = \alpha_1$ et $\alpha_{2,l} = \alpha_{2,s} = \alpha_2$ représentent les coefficients d'extinction lumineuse par l'eau et la chlorophylle respectivement, elles sont égales à 0.04 m^{-1} et $0.04 \mu\text{molNl}^{-1}\text{m}^{-1}$ (Kishi et al. [2007]).

L'éclairement total utilisable pour la photosynthèse à la profondeur z est alors :

$$I(z) = E_{PAR,l}(z) + E_{PAR,s}(z)$$

Dans le cas du grand phytoplancton (PL) représenté essentiellement par les diatomées, la croissance dépend aussi du silicium qui est l'élément majeur rentrant dans la composition des frustules. L'équation de photosynthèse pour le grand phytoplancton a été représentée dans le modèle en prenant en considération la limitation de la croissance par le silicium :

$$G_{ppPLn} = V_{max} \min\left(\frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3}} \exp(-\psi NH_4) + \frac{NH_4}{NH_4 + K_{NH_4}}, \overbrace{\frac{Si(OH)_4}{(Si(OH)_4 + K_{SiL})RSiNPL}}^{\text{effet du silicium}}\right) \exp(k_{Gpp} TMP) \int \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) dz PLn$$

Avec K_{SiL} la constante de demi-saturation des diatomées pour le silicium, et $RSiNPL$ le rapport stœchiométrique de l'azote par rapport au silicium.

Le broutage du zooplancton

La fonction de nutrition du zooplancton est formulée selon la cinétique d'Ivlev (Ivlev [1961]) et contient un terme de dépendance vis-à-vis de la température. Avec cette formulation, le taux de broutage

devient saturé lorsque la concentration de la proie est suffisamment large, et devient nul lorsque cette concentration passe en dessous d'une valeur seuil.

Selon la taille du zooplancton considéré, la nature et la taille des proies varient. Le petit zooplancton (ZS) est exclusivement herbivore et ne mange que le petit phytoplancton (PS). Le gros zooplancton (ZL) et le zooplancton prédateur (ZP) sont omnivores et consomment respectivement PS, PL, ZS et PL, ZS, ZL. Les taux de broutage correspondant aux ZS et ZL sont exprimés par les équations suivantes :

$$GraPS2ZS = Max[0, GR_{max}S_{ps} \exp(k_{GraS}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_s(PS2ZS^* - PSn)))ZSn]$$

$$GraPS2ZL = Max[0, GR_{max}L_{ps} \exp(k_{GraL}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_L(PS2ZL^* - PSn)))ZLn]$$

$$GraPL2ZL = Max[0, GR_{max}L_{pl} \exp(k_{GraL}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_L(PL2ZL^* - PLn)))ZLn]$$

$$GraZS2ZL = Max[0, GR_{max}L_{zs} \exp(k_{GraL}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_L(ZS2ZL^* - ZSn)))ZLn]$$

Le petit et le gros zooplancton n'ont pas de préférence de proie, tandis que le zooplancton prédateur est préférentiellement carnivore. Ainsi lorsqu'il y a assez de gros et de petit zooplancton, la prédation du zooplancton prédateur sur le gros phytoplancton est amoindrie. En présence simultanée de petit et de gros zooplancton, le prédateur préférera se nourrir de gros zooplancton. Ces préférences sont exprimées par un facteur d'inhibition de broutage dans un terme en exponentiel. Les taux de broutage du gros zooplancton sur ses différentes proies sont alors donnés par les équations suivantes :

$$GraPL2ZPn = Max[0, GR_{max}P_{PL} \exp(k_{GraP}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_P(PL2ZP^* - PLn))) \times \exp(-\psi_{PL}(ZLn + ZSn))ZPn]$$

$$GraZS2ZPn = Max[0, GR_{max}P_{ZS} \exp(k_{GraP}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_P(ZS2ZP^* - ZSn))) \times \exp(-\psi_{ZS}ZLn)ZPn]$$

$$GraZL2ZPn = Max[0, GR_{max}P_{ZL} \exp(k_{GraP}TMP) \times (1 - \exp(\lambda_P(ZL2ZP^* - ZLn)))ZPn]$$

La description des différents paramètres utilisés dans ces équations ainsi que leurs valeurs numériques sont données en annexe.

La mortalité naturelle

La mortalité naturelle correspond à la mortalité due à des processus autres que le broutage par le zooplancton (ex. les maladies, la famine, etc.). Le terme de mortalité du phytoplancton et du zooplancton est représenté dans ce modèle par une fonction quadratique proportionnelle à la température :

$$Mor = Mor_0 \exp(k_{Mor} TMP) X^2$$

Où X correspond à la concentration dans l'eau du plancton en question (PS, PL, ZS, ZL, ZP). Mor_0 est le taux de mortalité à $0^\circ C$, et k_{mor} représente le coefficient de température lié à la mortalité.

L'excrétion et l'égestion

Le métabolisme du zooplancton est gouverné par deux processus essentiels : l'égestion et l'excrétion. L'égestion correspond au processus par lequel une partie de la nourriture ingérée est éliminée sous forme de pelotes fécales, alors que l'excrétion correspond à tous rejets par l'organisme de matière inorganique dissoute dans le milieu ambiant. Ces deux processus sont directement liés au terme de broutage puisqu'ils représentent une fraction de la quantité de proie ingérée :

$$Ege_Z = (1 - \alpha_z) \times \sum_Y (GraY2Z)$$

$$Exc_Z = (\alpha_z - b_z) \times \sum_Y (GraY2Z)$$

Y correspond aux proies liées à chaque zooplancton. Par exemple dans le cas du ZL , Y correspond à PS, PL, ZS . α_z est l'efficacité d'assimilation du zooplancton, alors que b_z correspond à son efficacité de croissance.

La nitrification et la décomposition

Le cycle biogéochimique de la matière fait que les différents compartiments organiques dits "non-vivants" subissent des transformations et des décompositions chimiques, à l'issue desquelles des matières inorganiques sont produites (sels nutritifs) et qui seront ensuite utilisées par les compartiments vivants (le phytoplancton). Les transformations considérées dans ce modèle sont :

- La décomposition de l'azote particulaire (PON) organique en azote organique dissous (DON), ce processus est proportionnel à la biomasse de PON et à la température :

$$DecP2D = VP2D_0 \exp(k_{P2D} TMP) PON$$

- La décomposition de PON en ammonium (NH_4), qui dépend de la température et de la biomasse de PON :

$$DecP2N = VP2N_0 \exp(k_{P2N} TMP) PON$$

- La décomposition de DON en NH_4 , qui est proportionnelle à la température et à la concentration de DON dans l'eau :

$$DecD2N = VD2N_0 \exp(k_{D2N} TMP) DON$$

- La nitrification : transformation de NH_4 en nitrates NO_3 :

$$Nit = Nit_0 \exp(k_{Nit} TMP) NH_4$$

- La décomposition de l'Opal en acide silicique ($SiOH_4$) :

$$DecP2Si = VP2Si_0 \exp(k_{P2Si} TMP) Opal$$

La sédimentation

L'azote organique particulaire et l'Opal sont soumis à la sédimentation sous l'effet de leur poids. Cette sédimentation a été prise en compte dans le modèle en considérant une vitesse de chute constante dans la colonne d'eau ($setVP$ et $setVO$). Les taux de sédimentation liés à ces deux compartiments sont alors :

$$\begin{aligned} SED_N &= \frac{\partial}{\partial z}(setVP \times PON) \\ SED_{si} &= \frac{\partial}{\partial z}(setVO \times Opal) \end{aligned} \quad (4.2)$$

Avec z la profondeur de la colonne d'eau.

4.3 Le modèle radioécologique du transfert des radionucléides aux organismes marins

Le modèle radioécologique de transfert des radionucléides aux populations du plancton marin développé pendant cette thèse est présenté en détail dans le prochain chapitre. Ce modèle est basé sur certains paramètres radiologiques liés au radionucléide et à la population planctonique en question, tels que le taux d'accumulation du radionucléide directement à partir de l'eau, son taux d'élimination biologique, ainsi que son efficacité d'assimilation par l'espèce planctonique. D'autres paramètres d'ordre écologique, tels que le taux d'ingestion de la nourriture par le prédateur, le taux de production primaire, les taux d'excrétion, d'égestion ou de mortalité des différentes populations, etc, sont obtenus grâce au modèle biogéochimique. Ce modèle permet alors d'estimer, de façon dynamique, les concentrations du radionucléide dans les différentes populations planctoniques en parallèle avec leur fonctionnement biogéochimique dans le milieu. Ici, on appelle "processus radioécologiques" tous les processus d'accumulation et d'élimination du radionucléide par le compartiment biologique en question.

4.4 Le couplage des modèles

Nous venons de présenter dans les sections précédentes les modèles numériques de circulation océanique SYMPHONIE et biogéochimique NEMURO, avec une brève description du modèle radioécologique qui fera l'objet du prochain chapitre. Le premier modèle permet de calculer l'évolution spatio-temporelle due à la circulation océanique (advection et diffusion) d'un traceur biogéochimique donné (e.g. PS, PL, ZS, ZL, etc) dans un domaine tridimensionnel. En effet, l'évolution spatio-temporelle liée à la circulation océanique de la concentration dans l'eau d'un traceur biogéochimique, $C(x, y, z, t)$, est donnée par l'équation de conservation suivante :

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{variation temporelle}} + \underbrace{\frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} + \frac{\partial (w - w_{sed})C}{\partial z}}_{\text{advection}} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial z}(K_v \frac{\partial C}{\partial z})}_{\text{diffusion}}$$

Le terme w_{sed} supplémentaire dans le terme d'advection verticale par rapport à l'advection horizontale est lié au fait que certaines variables biogéochimiques (e.g. la matière organique particulaire, l'opal) ont une vitesse de chute non nulle.

Les modèles biogéochimique et radioécologique permettent de calculer l'évolution temporelle, en un point donné, de la concentration d'un traceur qui correspond aux différentes variables représentées par ces deux modèles. Les variations temporelles des variables biogéochimiques et radioécologique sont calculées ensemble dans un même module. On peut parler alors d'un modèle "radio-biogéochimique". Coupler ce modèle radio-biogéochimique au modèle hydrodynamique permet alors de calculer l'évolution spatio-temporelle d'un tel traceur dans un domaine tridimensionnel. L'équation qui donne l'évolution spatio-temporelle de la concentration d'un traceur C soumis aux processus physiques (advection et diffusion) et aux processus radio-biogéochimiques est alors :

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{variation temporelle}} + \underbrace{\frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} + \frac{\partial (w - w_{sed})C}{\partial z}}_{\text{advection}} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial z} \left(K_v \frac{\partial C}{\partial z} \right)}_{\text{diffusion}} + S$$

S représente la variation temporelle du traceur déterminée par les différents processus biogéochimiques et radioécologiques. Certains processus biogéochimiques et/ou radioécologiques dépendent de la température et du rayonnement solaire qui sont également fournis par le modèle de circulation océanique.

D'un point de vue pratique, pour chaque variable d'état C du modèle biogéochimique, à chaque pas de temps, le modèle de circulation calcule l'évolution physique de $C(x, y, z, t)$ sur l'ensemble de la grille, puis le modèle biogéochimique calcule l'évolution biogéochimique de $C(x, y, z, t)$. On recommence au pas de temps suivant, et ainsi de suite. On fait ici l'hypothèse que tous les individus d'un groupe fonctionnel donné ont la même composition à l'intérieur d'une maille du modèle physique. Dans le cas où la variable correspond à la concentration du radionucléide dans l'une des variables biologiques du modèle biogéochimique (PS, PL, ZS, ZL, ZP), l'équation de transport va porter sur la concentration dans l'eau du radionucléide attaché à la variable biologique en question. La variable C dans ce cas là va représenter alors le produit $C = R \times B$, tel que R et B représentent respectivement la concentration du radionucléide dans la variable biologique et la biomasse de cette dernière estimée à partir du modèle biogéochimique. Ainsi, la concentration du radionucléide dans la variable biologique au temps t et au niveau du point (x, y, z) sera calculé à partir de l'équation : $R = \frac{C(x, y, z, t)}{B(x, y, z, t)}$. Notons que l'échelle de temps des processus physiques, de l'ordre de quelques secondes, est nettement plus petite que l'échelle de temps des processus biogéochimiques, de l'ordre d'une demi-heure. Afin de limiter le coût informatique, on ne fait donc en réalité pas appel au modèle radio-biogéochimique à chaque pas de temps du modèle physique, mais uniquement toutes les demi-heures.

Pour les variables du modèle radio-biogéochimique, on utilise dans SYMPHONIE un schéma d'advection *upstream* pour la discrétisation spatiale (permet de lisser les forts gradients entre les mailles) et un schéma *forward* pour la discrétisation temporelle (le choix d'un schéma *forward* plutôt que *leapfrog* permet de réduire de façon notable l'espace mémoire dans le cas où le nombre de variables est élevé).

4.5 Les conditions aux limites

4.5.1 A la surface libre et au fond

Dans un souci de simplification, nous négligeons dans ce travail les apports atmosphériques qui sont parfois source de matière organique et inorganique à la surface de l’océan. Par ailleurs, nous négligeons également les apports de sels nutritifs ou de matière organique au fond issus des processus de diagénèse et de resuspension sédimentaires. Les flux turbulents de matière à la surface et au fond sont donc considérés comme nuls :

$$\begin{cases} K_v \frac{\partial C}{\partial z} \big|_{z=-h} = 0 \\ K_v \frac{\partial C}{\partial z} \big|_{z=0} = 0 \end{cases} \quad (4.3)$$

4.5.2 Aux frontières latérales

Au niveau des frontières latérales ouvertes (la partie offshore de la côte Est japonaise et le détroit de Tsugaru), on applique pour toutes les variables radio-biogéochimiques une condition de gradient nul.

4.6 La configuration numérique

Du fait de leur complexité, les équations du modèle n’admettent pas de solution analytique. Il est nécessaire d’avoir recours à des méthodes numériques d’intégration des équations aux dérivées partielles basées sur l’utilisation de schémas numériques nécessitant une discrétisation spatiale et temporelle. Ces équations sont résolues en chaque maille d’une grille tridimensionnelle qui recouvre la région étudiée, et discrétise l’espace sur la verticale et sur l’horizontale. La grille horizontale du modèle SYMPHONIE utilisée dans cette étude correspond au système curviligne orthogonal ([Estournel et al. \[2012\]](#)), composée de 604×332 points. le pôle de la grille qui correspond au centre du cercle illustré dans la Figure 4.2 est positionné à $37.5^\circ N$, $140^\circ E$ (près de la centrale de Fukushima). La résolution horizontale est variable, elle diminue progressivement en s’éloignant de la centrale, avec une taille de maille d’environ 600 m près de la centrale, et une taille maximale d’environ 5.5 km au niveau des frontières ouvertes (Figure 4.2).

Les niveaux verticaux de la grille épousent la forme de la topographie grâce à un système en coordonnées sigma (σ). Cette approche permet de reproduire les processus liés à la bathymétrie et d’affiner la représentation des processus côtiers (4.3). On a le choix d’avoir une résolution fine en surface ou au fond selon le phénomène étudié. La conversion de la coordonnée z en coordonnées sigma s’écrit :

$$\sigma = \frac{h + z}{h + \eta} \quad (4.4)$$

tel que $\sigma = 1$ en surface et 0 au fond. Dans notre cas, nous nous intéressons aux processus de surface, 30 niveaux verticaux sont alors utilisés avec une résolution plus affinée près de la surface.

Pour la discrétisation temporelle, un schéma leapfrog explicite est utilisé. Il s’agit de calculer les

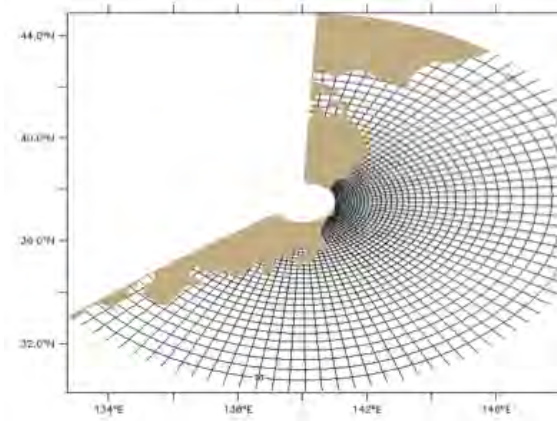


FIGURE 4.2 – La grille horizontale du modèle SYMPHONIE utilisée dans ce travail montrant le domaine numérique étudié. Seulement 1/9 du nombre totale de points est représenté

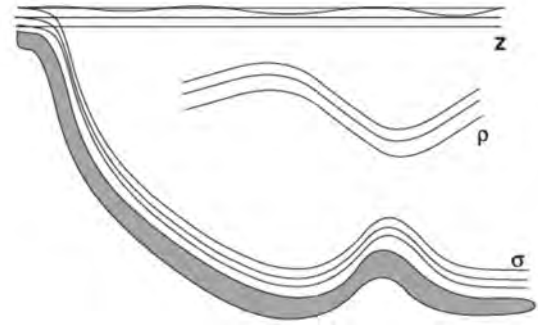


FIGURE 4.3 – Schéma d'un bassin océanique illustrant le système de coordonnées sigma comparé aux deux autres types de coordonnées (z et ρ) (Source : Griffies et al. [2000])

variables au temps $t + \delta t$ en fonction des variables au temps $t - \delta t$ et t :

$$X^{t+\delta t} = X^{t-\delta t} + 2\Delta t f(X^t) \quad (4.5)$$

Un lissage temporel est ensuite effectué afin d'éviter la divergence des solutions grâce à un filtre Laplacien décrit dans Marsaleix et al. [2008].

Chapitre 5

Ecosystem model-based approach for modelling the dynamics of ^{137}Cs transfer to marine plankton populations : Application to the western North Pacific Ocean after the Fukushima nuclear power plant accident

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article publié dans la revue Biogeosciences, précédé d'un résumé en français.

Résumé de l'article

Des quantités importantes de radionucléides, notamment le ^{137}Cs , ont été rejetées dans le Pacifique Nord-ouest suite à l'accident nucléaire de Fukushima Dai-ichi survenu le 11 mars 2011. Cela a engendré une forte contamination du milieu marin, qui a rapidement été transférée aux organismes marins. Dans cette étude, nous avons développé un modèle radioécologique pour estimer la concentration du ^{137}Cs dans les populations planctoniques composées essentiellement de phytoplancton et de zooplancton, qui représentent la base de la chaîne trophique pélagique. Ensuite, ce modèle a été couplé à un modèle de l'écosystème composé d'un modèle biogéochimique dédié à l'étude de la dynamique des populations du plancton marin, et un modèle de circulation régionale pour assurer le déplacement de ces populations et estimer certains paramètres physico-chimiques tels que la température et la salinité. Le but de ce couplage est de prendre en compte les effets liés à la variabilité spatio-temporelle des paramètres environnementaux tels que la température, la disponibilité de la nourriture, la lumière, etc, sur les niveaux de contamination des radionucléides par ces populations. Les paramètres radioécologiques du modèle (taux d'accumulation directe à partir de l'eau, le taux d'élimination biologique et l'efficacité d'assimilation du radionucléide par le zooplancton) ont été estimés par la calibration. Pour étudier l'effet des différents paramètres sur le résultat final du modèle, nous avons effectué une analyse de sensibilité en utilisant la méthode locale OAT (One At a Time). Les résultats de cette analyse ont montré une forte sensibilité du modèle envers le taux d'accumulation directe du césium par le phytoplancton, l'efficacité d'assimilation, mais surtout vis-à-vis de la concentration du césium dans l'eau. Les résultats liés à la concentration du ^{137}Cs dans le zooplancton ont été confrontés aux quelques données d'observation disponibles dans la région 3 mois et 10 mois après l'accident de Fukushima. Cette comparaison a montré une bonne adéquation spatiale entre les deux. Les concentrations maximales de ^{137}Cs dans les populations planctoniques obtenues à partir du modèle ont montré, en fonction de la distance par rapport à la centrale nucléaire, des valeurs 2 à 4 ordres de grandeur supérieures à celles observées dans les conditions d'équilibre pré-accidentelles. Bien que ces valeurs soient assez élevées, le débit maximal de la dose absorbée liée au ^{137}Cs a été estimé à environ $5 \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$, soit environ 3 ordres de grandeur inférieur à la valeur de référence ($10 \mu\text{Gy h}^{-1}$) à partir de laquelle des effets sur ces populations pourraient être observés.



Ecosystem model-based approach for modeling the dynamics of ^{137}Cs transfer to marine plankton populations: application to the western North Pacific Ocean after the Fukushima nuclear power plant accident

M. Belharet^{1,2}, C. Estournel², and S. Charmasson¹

¹Institut de Radioprotection et de Sécurité nucléaire, ENV-PRP/SESURE/LERCM, 83507, CS20330, La Seyne-Sur-Mer, France

²Laboratoire d'aérodologie (LA), UMR5560, CNRS – Université de Toulouse, UPS, 14 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France

Correspondence to: M. Belharet (mokrane.belharet@gmail.com)

Received: 18 May 2015 – Published in Biogeosciences Discuss.: 26 June 2015

Revised: 20 December 2015 – Accepted: 27 December 2015 – Published: 25 January 2016

Abstract. Huge amounts of radionuclides, especially ^{137}Cs , were released into the western North Pacific Ocean after the Fukushima nuclear power plant (FNPP) accident that occurred on 11 March 2011, resulting in contamination of the marine biota. In this study we developed a radioecological model to estimate ^{137}Cs concentrations in phytoplankton and zooplankton populations representing the lower levels of the pelagic trophic chain. We coupled this model to a lower trophic level ecosystem model and an ocean circulation model to take into account the site-specific environmental conditions in the area. The different radioecological parameters of the model were estimated by calibration, and a sensitivity analysis to parameter uncertainties was carried out, showing a high sensitivity of the model results, especially to the ^{137}Cs concentration in seawater, to the rates of accumulation from water and to the radionuclide assimilation efficiency for zooplankton. The results of the ^{137}Cs concentrations in planktonic populations simulated in this study were then validated through comparison with the data available in the region after the accident. The model results have shown that the maximum concentrations in plankton after the accident were about 2 to 4 orders of magnitude higher than those observed before the accident, depending on the distance from FNPP. Finally, the maximum ^{137}Cs absorbed dose rate for phyto- and zooplankton populations was estimated to be about $5 \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$, and was, therefore,

lower than the predicted no-effect dose rate (PNEDR) value of $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ defined in the ERICA assessment approach.

1 Introduction

Huge amounts of radionuclides, especially ^{137}Cs , were released into the western North Pacific Ocean after the Fukushima nuclear power plant (FNPP) accident that occurred on 11 March 2011 (UNSCEAR, 2014).

Plankton populations, which play a prominent role in the input of many pollutants into the aquatic food chain and are potentially important in the biogeochemical cycling of various radionuclides in the ocean (Fowler and Fisher, 2004), were contaminated by these releases.

Data on ^{137}Cs in phytoplankton are rare especially due to difficulties in sampling. However, recently Baumann et al. (2015) reported ^{137}Cs data on suspended matter rich in marine phytoplankton sampled in June 2011 off the Japanese coast (Buesseler et al., 2012) and suggested that phytoplankton could have been a substantial source of ^{137}Cs for zooplankton after the Fukushima accident.

Within a few months following the accident, zooplankton collected at some locations of the western North Pacific showed enhanced levels of ^{137}Cs , even for the samples collected at the farthest locations from FNPP, such as the S1

(47° N, 160° E, 1900 km from FNPP) and K1 (30° N, 145° E, 900 km from FNPP) stations where the ^{137}Cs in zooplankton observed 1 month after the accident were 2 orders of magnitude higher than before 11 March. Three months after the accident, Buessler et al. (2012) reported that the ^{137}Cs concentrations in zooplankton located at 300–600 km from FNPP were 2 to 3 orders of magnitude higher than before the accident. Even 10 months after the accident, the ^{137}Cs concentrations observed in zooplankton, at 600–2100 km away from FNPP, were still about 1 to 2 orders of magnitude higher than in the pre-accident period (Kitamura et al., 2013).

Although these field data provide a general overview of the plankton contamination levels after the FNPP accident, the lack of information on the contamination's temporal and spatial evolution and the need for understanding the fate of radionuclides in the marine ecosystem, necessary for the assessment of environmental and human health consequences, require the adaptation of a modeling method.

The simple linear method based on the bioconcentration factor, defined as the ratio of the amount of radionuclide in the organism divided by the concentration in the water, is the most commonly used method to assess the radionuclide concentration in marine biota (IAEA, 2004). Despite its simplicity, this method is not appropriate in an accident situation since the main underlying hypothesis – i.e., an equilibrium state between the radionuclide concentration in water and biota – is not reached.

Rates of both radionuclide uptake and loss are known to be affected by species metabolism, and it has been reported that a large part of the radionuclides accumulated by heterotrophic marine biota comes from food (Thomann, 1981; Kasamatsu and Ishikawa, 1997; Zhao et al., 2001; Rowan, 2013). Therefore, the characterization of the radionuclide distribution in these components should be accompanied by ecological information such as species composition in the ecosystem, population densities, rates of primary and secondary production, food ingestion rate, etc. Such parameters are generally influenced by various environmental factors (light, temperature, salinity, food availability, marine hydrodynamics) that vary quickly from one site to another according to geographic location and morphological characteristics (bathymetry, distance from the shore). Moreover, movements of radionuclides associated with planktonic material are subject to physical transport processes, and are affected by bioaccumulation, retention and subsequent food chain transfer, vertical migration of many species, and passive sinking of biodebris. It follows that the relative importance of these biological transport mechanisms will be a function of the oceanic biomass at any given location (Fowler and Fisher, 2004).

Consequently, the effective consideration of all these factors implies that the modeling approach of radionuclide transfer to marine biota should be driven by an ecosystem model describing different ecological and physical processes and transfers between organisms in the food web (Erichsen

et al., 2013; Koulikov and Meili, 2003; Kryshev and Ryabov, 2000; Kumblad et al., 2006; Sandberg et al., 2007).

In this study, we developed a generic radioecological model to estimate the ^{137}Cs concentration in marine plankton populations. This model was applied to study ^{137}Cs transfer to plankton populations in the western North Pacific after the FNPP accident and to compare it with the pre-accident steady-state situation. The NEMURO ecosystem model (Kishi et al., 2007) was used to simulate the planktonic population dynamics in the area and to estimate different ecological fluxes. It was coupled to the hydrodynamic SYMPHONIE model (Marsaleix et al., 2008) in order to account for the impact of hydrodynamic and hydrologic conditions on the dynamics of organic and inorganic materials. The ^{137}Cs concentrations in seawater after the accident were obtained from dispersion numerical simulations.

2 Material and methods

The modeling method used in this study aims to estimate the activity concentration of ^{137}Cs in different plankton populations, to analyze its sensitivity to the model parameter uncertainties, and to understand the transfer mechanism and its relation with the ecological functioning of the living organisms. It is based on three different models: (1) a 3-D hydrodynamic model simulating the movement of dissolved and particulate state variables of the ecosystem model and estimating the physicochemical characteristics of seawater (temperature, salinity), (2) an ecosystem model simulating the plankton biomasses and their different metabolic rates and fluxes (e.g., primary production, excretion, grazing, mortality, etc.), and (3) a mechanistic radioecological model simulating the ^{137}Cs concentration in different plankton populations.

2.1 Hydrodynamic modeling

We used the 3-D SYMPHONIE ocean circulation model (Marsaleix et al., 2009a, b, 2012). This model has been widely used in the Mediterranean Sea to study different marine processes related to coastal circulation (Estournel et al., 2003; Petrenko et al., 2008), sediment transport (Ulses et al., 2008), larval dispersal (Guizien et al., 2012) and plankton population dynamics (Auger et al., 2011; Herrmann et al., 2014). This model has also been used, for the first time, in the western North Pacific Ocean to study the ^{137}Cs dispersion after the FNPP accident (Estournel et al., 2012).

The numerical configuration used in this study was the same as the one reported in detail by Estournel et al. (2012), with 30 vertical irregular levels based on the sigma coordinate system and characterized by an increase of resolution near the surface. The horizontal grid (Fig. 1) corresponds to an orthogonal curvilinear system, with variable resolution increasing linearly with the distance from FNPP (0.6×0.6 km

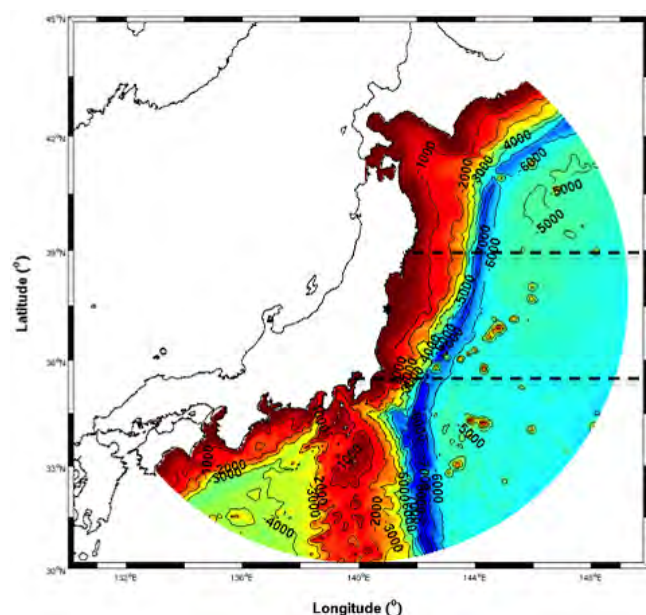


Figure 1. Numerical domain and its bathymetry. The dashed lines indicate the limits of the three regional areas: the subtropical region (latitude < 35° N), the transition region (35° N < latitude < 39° N), and the subarctic region (latitude > 39° N).

near FNPP and 5×5 km at the open lateral boundaries off Japan).

2.2 Ecosystem modeling

To properly represent the dynamics of the plankton populations exposed to the radioactive contamination in our study area, the NEMURO (North-Pacific Ecosystem Model for Understanding Regional Oceanography) biogeochemical model (Kishi et al., 2007) was applied. This model, which has been extensively used in the western North Pacific region (Aita et al., 2003; Hashioka and Yamanaka, 2007; Komatsu et al., 2007), consists of 11 state variables with two size classes of phytoplankton: small phytoplankton (PS) representing small species such as coccolithophorids and flagellates, and large phytoplankton (PL) representing diatoms. It includes three size classes of zooplankton: small zooplankton (ZS) such as ciliates and foraminifera, large zooplankton (ZL) (copepods) and predatory zooplankton (ZP) such as krill and/or jellyfish. The other model state variables are: nitrate (NO_3), ammonium (NH_4), silicate ($\text{Si}(\text{OH})_4$), particulate organic nitrogen (PON), biogenic silica (Opal) and dissolved organic nitrogen (DON). The model structure and the different parameter values are presented in detail in Kishi et al. (2007).

2.3 Radioecological modeling

2.3.1 Phytoplankton

The knowledge of the ^{137}Cs accumulation mechanisms in aquatic primary producers, mainly phytoplankton, is still vague. However, previous studies underlined that it is mostly transported into the cell by active absorption since it is an alkali metal analog of potassium (Fukuda et al., 2014). Therefore, the dynamics of radionuclide concentration in phytoplankton populations is determined by a balance between radionuclide concentration in seawater, the biological half-life of clearance, and different processes affecting the population biomasses:

$$\frac{d[\text{Cs}]_p}{dt} = \mu_p [\text{Cs}]_w - (m_p + m_p^G) [\text{Cs}]_p - \frac{1}{B_p} \frac{dB_p}{dt} [\text{Cs}]_p - (\lambda_{pB} + \lambda_{pP}) [\text{Cs}]_p, \quad (1)$$

where $[\text{Cs}]_p$ is the ^{137}Cs concentration in the phytoplankton population (Bq g^{-1} wet weight), $[\text{Cs}]_w$ is the ^{137}Cs concentration in the seawater (Bq L^{-1}), B_p is the phytoplankton biomass ($\mu\text{mol N L}^{-1}$), the m_p and m_p^G are, respectively, the natural mortality rate and the rate of mortality due to the grazing (d^{-1}), and λ_{pB} and λ_{pP} are, respectively, the biological depuration rate of ^{137}Cs from phytoplankton and the ^{137}Cs physical decay rate (d^{-1}), and μ_p is the ^{137}Cs accumulation rate by the phytoplankton ($\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$).

In the NEMURO ecosystem model, the phytoplankton population growth rate is given by

$$\frac{1}{B_p} \frac{dB_p}{dt} = P - \text{exc}_p - R_p - m_p - m_p^G, \quad (2)$$

where exc_p and R_p are, respectively, the phytoplankton excretion and respiration rates (d^{-1}), and P the gross primary production rate (d^{-1}). After rearrangement we obtain from Eqs. (1) and (2):

$$\frac{d[\text{Cs}]_p}{dt} = \mu_p [\text{Cs}]_w - (P - \text{exc}_p - R_p + \lambda_p) [\text{Cs}]_p. \quad (3)$$

2.3.2 Zooplankton

The dynamics of radionuclide concentration in consumers reflects the variation over time of the radionuclide intake from both water and food. Therefore, the differential equation describing the dynamics of ^{137}Cs concentration in the zooplankton populations can be written as

$$\frac{d[\text{Cs}]_z}{dt} = \mu_z [\text{Cs}]_w + \text{AE}_z \sum_{j=1}^N \text{IR}_{j \rightarrow z} [\text{Cs}]_j - \left(m_z + m_z^G + \lambda_{zB} + \lambda_{zP} + \frac{1}{B_z} \frac{dB_z}{dt} \right) [\text{Cs}]_z, \quad (4)$$

where $[\text{Cs}]_z$, $[\text{Cs}]_j$ and $[\text{Cs}]_w$ represent, respectively, the ^{137}Cs concentrations in zooplankton, in prey index j

($\text{Bq g}^{-1} \text{ ww}$) and in seawater (Bq L^{-1}), B_z is the zooplankton biomass ($\mu\text{mol N L}^{-1}$), μ_z is the ^{137}Cs accumulation rate by zooplankton population (d^{-1}), AE_z is the assimilation efficiency of ^{137}Cs by zooplankton, $\text{IR}_{j \rightarrow z}$ is the ingestion rate of prey index j by the zooplankton, N represents the number of prey populations present in the area that are available for the zooplankton, λ_{zB} and λ_{zP} are, respectively, the biological depuration rate (d^{-1}) of the ^{137}Cs by the zooplankton and the ^{137}Cs radioactive physical decay rate (d^{-1}), and m_z and m_z^G are, respectively, the zooplankton natural and grazing mortality rates (d^{-1}).

The zooplankton population growth rate is modeled in the NEMURO model as follows:

$$\frac{1}{B_z} \frac{dB_z}{dt} = \left(\sum_{j=1}^N \text{IR}_{j \rightarrow z} \right) - \text{exc}_z - \text{ege}_z - m_z - m_z^G, \quad (5)$$

where exc_z and ege_z are, respectively, the excretion and egestion rates (d^{-1}). After rearrangement of equations modeled in the NEMURO model we obtain

$$\text{exc}_z + \text{ege}_z = (1 - b) \sum_{j=1}^N \text{IR}_{j \rightarrow z}, \quad (6)$$

where b is the growth efficiency of zooplankton (Beta_z in Kishi et al., 2007). By inserting Eq. (5) into Eq. (4), and considering Eq. (6), we can write

$$\begin{aligned} \frac{d[\text{Cs}]_z}{dt} = & \mu_z [\text{Cs}]_w + \text{AE}_z \left(\sum_{j=1}^N \text{IR}_{j \rightarrow z} [\text{Cs}]_j \right) \\ & - \left(\lambda_z + b \sum_{j=1}^N \text{IR}_{j \rightarrow z} \right) [\text{Cs}]_z. \end{aligned} \quad (7)$$

2.4 Model simulation

The ocean circulation model (OCM) was run from February 2010 to January 2013. The currents, vertical diffusivities and temperature fields were then used to force the ecosystem model and spun up for 3 years by repeating the same forcing data for the first 2 years. For this study, we used the results of the 2 last simulated years (February 2011 to December 2012), when a quasi-steady state was reached.

To assess the effect of the accident on the planktonic populations, two different simulations were carried out: (1) the real (accidental) situation with presence of contaminated waters due to the accident that occurred on 11 March 2011, and (2) a non-accidental situation by assuming homogeneous ^{137}Cs concentration in seawater over the whole simulation period.

Before the accident date (11 March 2011), the seawater ^{137}Cs concentration for the western North Pacific Ocean ranged from 1 to 2 mBq L^{-1} (Povinec et al., 2013). For the purposes of the modeling, a constant ^{137}Cs concentration in seawater of 2 mBq L^{-1} is assumed throughout the study area.

In the accidental situation, we used, as of 11 March 2011, the ^{137}Cs concentrations in seawater obtained from the dispersion simulation carried out by Estournel et al. (2012), in which the amount of atmospheric deposition included was 0.26 PBq within a radius of 80 km. The direct leakage was about 5.5 PBq released between 12 March and 30 June 2011. The simulation was extended until 31 December 2012, and the inverse method described in Estournel et al. (2012) and used to calculate the source term in the first three months after the accident was applied to the whole period. After June 2011, the concentrations at the two outlets of the nuclear power plant were simplified to a linear decrease from 40 and 20 Bq L^{-1} on 1 July 2011 to 8 Bq L^{-1} for both outlets at the end of 2011 and then remained constant at this value for 2012. However, no other additional source (e.g., terrestrial runoff, rivers flow, etc.) has been considered in this simulation.

2.5 Model calibration and sensitivity analysis

The radioecological parameters related to plankton are very scarce, and are often associated with considerable uncertainties. In this study, a temporal series of the ^{137}Cs concentration in zooplankton collected at Sendai Bay between June 2011 and December 2013 and reported in Kaeriyama et al. (2014) was used to calibrate the model and estimate the different radioecological parameters. However, because of non-indication of the zooplankton taxa composition, we used for the purpose of modeling a weighted average of ^{137}Cs concentrations in the three zooplankton groups.

To assess the sensitivity of the calibrated parameters, we investigated a sensitivity analysis of the radioecological model using the classical one-parameter-at-a-time analysis (OAT). The choice of this quantitative method can be justified by its simplicity and by the absence of any interactive effects among parameters. In this local approach, the single-parameter variation effect is estimated by increasing and decreasing each parameter in Eqs. (3) and (7) by 10 %, while keeping all the others fixed at their nominal values. The sensitivity S_p associated with each parameter p was computed as the percentage of change in activity generated by the parameter variation:

$$S_p (\%) = \frac{E(p) - E}{E} \times 100, \quad (8)$$

where $E(p)$ is the prognostic variable value (here, the ^{137}Cs concentration in plankton populations) when the parameter p is set to its changed value (10 % higher or lower than its calibrated value), and E is the value of the prognostic variable in the baseline run (i.e., all parameters at their calibrated values).

2.6 Absorbed dose rate

To assess the biological effects of the ^{137}Cs ionizing radiation on the plankton populations, we calculated the absorbed dose

rate from internal and external pathways using the ERICA graded approach (Brown et al., 2008). This approach consists in converting the ^{137}Cs concentration in plankton populations and in seawater to the internal and external absorbed dose rates, respectively, using the so-called “Dose Conversion Coefficients”, which are specific for each radionuclide–organism combination. The different dose rates are calculated as follows, assuming that the organisms are freely floating in the water column without any contact with sediment:

$$D = D_{\text{int}} + D_{\text{ext}}$$

$$D_{\text{int}} = \text{DCC}_{\text{Cs-pk}} [\text{Cs}]_{\text{pk}}$$

$$D_{\text{ext}} = \text{DCC}_{\text{Cs-w-pk}} [\text{Cs}]_{\text{w}},$$

where D , D_{int} , D_{ext} are, respectively, the total, the internal and the external dose rates ($\mu\text{Gy h}^{-1}$), the $[\text{Cs}]_{\text{pk}}$ and $[\text{Cs}]_{\text{w}}$ are, respectively, the ^{137}Cs concentration in plankton population and seawater (in Bq kg^{-1}), the $\text{DCC}_{\text{Cs-pk}}$ is the dose conversion coefficient for the internal exposure, and $\text{DCC}_{\text{Cs-w-pk}}$ represents the dose conversion coefficient for external exposure (in $\mu\text{Gy h}^{-1}$ per Bq kg^{-1}).

The DCC parameter values for phytoplankton and zooplankton used in this study are obtained from the coastal aquatic ecosystem DCCs reported in Vives i Batlle et al. (2004). The values of these parameters are summarized in Table 1.

3 Results and discussions

3.1 Validation of the ecosystem model, and zooplankton taxonomic compositions

The seasonal variations in phytoplankton and zooplankton biomasses were presented for three different areas classified according to latitude: the subtropical region (latitude $< 35^\circ \text{N}$), the transition region ($35^\circ \text{N} < \text{latitude} < 39^\circ \text{N}$), and the subarctic region (latitude $> 39^\circ \text{N}$) (Fig. 1). The ecosystem model outputs are expressed in $\mu\text{mol N L}^{-1}$, their conversion to the chlorophyll-*a* unit is carried out using a typical C : chlorophyll ratio of 50, and a C : N ratio of 133/17 (Kishi et al., 2007).

The monthly medians of the spatial chlorophyll-*a* concentration averaged over a 50 m deep layer were used to compare model results for the period (2011–2012) with the 20 years of climatology field data (1990–2010) (Fig. 2a, c, e) derived from the Japan Oceanographic Data Center (JODC) data set (available at: <http://www.jodc.go.jp>). In all areas, the temporal evolution of the chlorophyll standing stocks showed a seasonal cycle with higher median values in spring (April–May) and autumn (October–November). This seasonal cycle is less marked in the subtropical region than in the two other regions. The simulated chlorophyll-*a* concentration medians varied from less than 0.5 mg m^{-3} in all regions in winter

to approximately 1, 1.5 and 3 mg m^{-3} in spring in the subtropical, the transition and the subarctic regions, respectively. These values of the chlorophyll-*a* concentrations are in general consistent with the field data, and show the same seasonal variability (Wilcoxon rank sum test ($\alpha = 0.05$): $P = 0.88$).

The total zooplankton biomass and its taxonomic composition are presented in Fig. 2b, d, f for the three regional areas described above. The simulated zooplankton biomasses showed an annual seasonality in the three regions, with minimum values in winter and peaks in spring and autumn. The zooplankton biomasses showed latitudinal variations with greater biomass in the subarctic region (from 200 mg m^{-3} wet weight in winter to about 700 mg m^{-3} wet weight in late spring), followed by the transition region (from 150 to about 500 mg m^{-3} ww) and the subtropical region (from 100 to about 300 mg m^{-3} ww).

In the subtropical region, the taxonomic composition of zooplankton biomass was dominated by large zooplankton with about 40 %, followed by small and predatory zooplankton each accounting for 30 % of the total biomass.

In the transition region, the seasonal cycle of zooplankton composition was more pronounced. In winter, the zooplankton was represented by 40 % of large zooplankton, and 30 % of small and predatory zooplankton. In spring, the zooplankton biomass was dominated by large zooplankton (60 % ZL and 20 % for both ZS and ZP). From late spring until early autumn, the zooplankton composition changed progressively with a decrease of the ZL proportion, to be composed of 40 % ZP and 30 % of ZS and ZL in early autumn.

In the subarctic region, the proportions of small zooplankton, large zooplankton and predatory zooplankton were, respectively, 25, 35 and 40 % in winter, 10, 70 and 20 % in spring, and 20, 35 and 45 % in late summer and early autumn.

3.2 Model calibration

The result of the calibration is shown in Fig. 3, and the final estimated radioecological parameters are summarized in Table 2. The phytoplankton elimination rates estimated from this calibration (0.5 d^{-1}) were very similar to that calculated using the allometric relationship reported by Vives i Batlle et al. (2007) (0.58 d^{-1}). For the zooplankton, the obtained values ranged from 0.03 to 0.11 d^{-1} , and are also in good agreement with the literature values (Thomann (1981): 0.03 d^{-1} ; Vives i Batlle et al. (2007): 0.056 d^{-1}).

The ^{137}Cs assimilation efficiency by zooplankton calibrated in this study was 0.75. This value is similar to that used by Brown et al. (2006), and is slightly higher than the 0.63 observed by Mathews and Fisher (2008) for the crustacean zooplankton *Artemia salina*.

The rates of ^{137}Cs direct accumulation from water by zooplankton found in this study were about $5 \times 10^{-4} \text{ L g}^{-1}$ for small and large zooplankton, and about $0.001 \text{ L g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ for

Table 1. Parameter values used in the absorbed dose calculation. All units are in $\mu\text{Gy h}^{-1}$ per Bq kg^{-1} .

Parameter	Definition	Phytoplankton	Zooplankton
$\text{DCC}_{\text{Cs-pk}}$	Dose conversion coefficient for internal exposure	4.7×10^{-6}	4.6×10^{-4}
$\text{DCC}_{\text{Cs-w-pk}}$	Dose conversion coefficient for external exposure	1.1×10^{-4}	3.6×10^{-4}

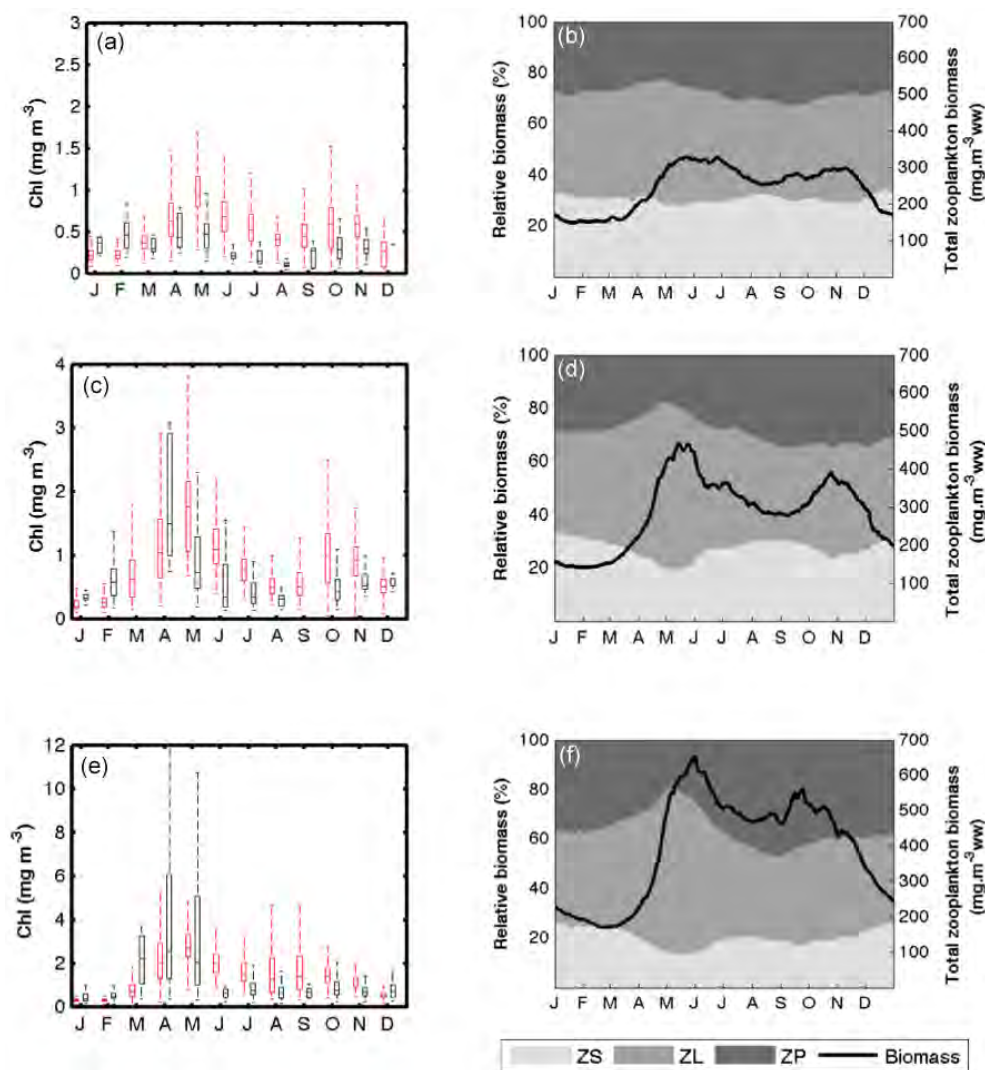


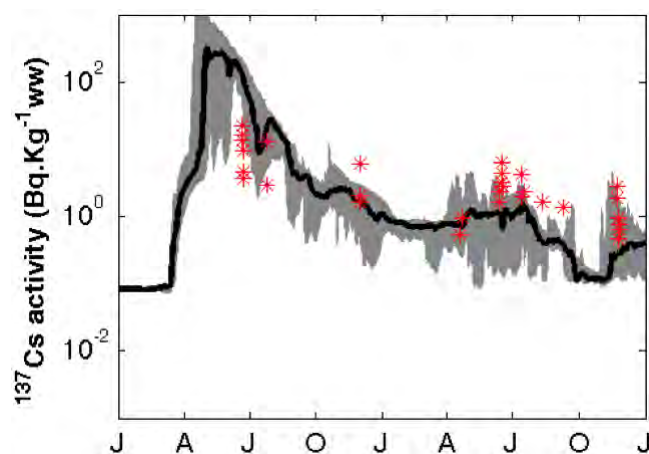
Figure 2. (a, c, e) Climatological seasonal cycle of integrated chlorophyll from in situ data (in black) and model results (in red) aggregated as monthly medians. In situ climatology data is derived from the Japan Oceanographic Data Center (JODC) data set for the period (1990–2010). Model outputs are monthly medians for the period 2011–2012 and represented for the three regional areas described in Fig. 1. (b, d, f) Results of the 2-year simulation of the total zooplankton biomass represented as the spatial median (dark line) and its taxonomic composition in the three regional areas described above: subtropical region (a, b), transition region (c, d), subarctic region (e, f).

predatory zooplankton. The accumulation rate corresponding to phytoplankton was 0.015 for both groups.

However, for the calibration we used zooplankton data from coastal areas presented in Kaeriyama et al. (2014). According to these authors, zooplankton gut content in these ar-

Table 2. Apparent radioecological parameters obtained from the model calibration.

	Parameter	Unit	Value
μ_{ps}	Accumulation rate from water for PS	$\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$	0.015
μ_{pl}	Accumulation rate from water for PL	$\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$	0.015
μ_{zs}	Accumulation rate from water for ZS	$\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$	5×10^{-4}
μ_{zl}	Accumulation rate from water for ZL	$\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$	5×10^{-4}
μ_{zp}	Accumulation rate from water for ZP	$\text{L g}^{-1} \text{d}^{-1}$	10^{-3}
λ_{ps}	Small phytoplankton elimination rate	d^{-1}	0.5
λ_{pl}	Large phytoplankton elimination rate	d^{-1}	0.5
λ_{zs}	Small zooplankton elimination rate	d^{-1}	0.11
λ_{zl}	Large zooplankton elimination rate	d^{-1}	0.07
λ_{zp}	Predatory zooplankton elimination rate	d^{-1}	0.03
AE_z	^{137}Cs assimilation efficiency by zooplankton	No dim	0.75

**Figure 3.** Results of the model calibration represented as the spatial median of the weighted average of ^{137}Cs concentration in the three zooplankton groups situated in Sendai Bay. The red stars represent the field data of ^{137}Cs activity in zooplankton in the same location (Kaeriyama et al., 2014).

eas may contain particles with high ^{137}Cs levels, which could affect the calibrated values. Consequently, overestimations in ^{137}Cs concentrations in these populations could be generated especially in the open ocean where the particles contribution is generally negligible.

3.3 Sensitivity analysis

The sensitivity of the estimated ^{137}Cs activity concentrations in different plankton groups to uncertainty in the parameters of Eqs. (3) and (7) calibrated to field data at Sendai Bay was tested using the OAT method, and the results are shown in Fig. 4.

For all plankton groups, the ^{137}Cs activity estimates showed a great sensitivity to the ^{137}Cs concentration in seawater, with an activity change of 10 % for a 10 % change in the seawater ^{137}Cs concentration. The ^{137}Cs activity in sea-

water used in this study was obtained from the numerical simulations of the ^{137}Cs dispersion using the SYMPHONIE circulation model. One can imagine that all potential biases associated with this simulation would generate the same ranges of error in the results concerning the ^{137}Cs concentration in plankton. It is, therefore, clearly important to take into consideration all these errors when interpreting the results of the radioecological model.

The ^{137}Cs activity estimates in the phytoplankton groups are very sensitive to the accumulation rate from water (10 % change for a 10 % change in the parameter), and are moderately sensitive to the elimination and primary production rates (5–7 % change in the opposite sense), whereas the sensitivity to the daily respiration rate did not exceed 1 %. The primary production rate is, therefore, the most important ecological parameter in the estimation of ^{137}Cs concentrations in phytoplankton. It allows dilution of the ^{137}Cs concentrations in phytoplankton by promoting the growth of its populations.

For all zooplankton groups, the activity estimates were most sensitive to the change in the ^{137}Cs assimilation efficiency (AE), with an activity change of about 9 % for both small and large zooplankton. For predatory zooplankton, the activity change was slightly above 10 %, which can be explained by the direct effect of the AE parameter on ZP and the indirect effect due to the change in ZS and ZL that are preyed on by ZP.

The sensitivity to the population growth efficiency (b) was also significant with about 7 % of change. This ecological parameter, which affects the zooplankton population growth and consequently plays a role in the dilution of their ^{137}Cs concentrations, is associated with substantial uncertainty. Sushchenya (1970) reported values ranging from 4.8 to 48.9 %. The value used in this study was 30 % (Kishi et al., 2007). One can expect, therefore, an overestimation of up to 45 % or an underestimation of up to 60 % in the estimates of zooplankton ^{137}Cs concentrations.

The sensitivity to the direct accumulation rate of ^{137}Cs from water by zooplankton (μ_z) was relatively low (< 4 % for

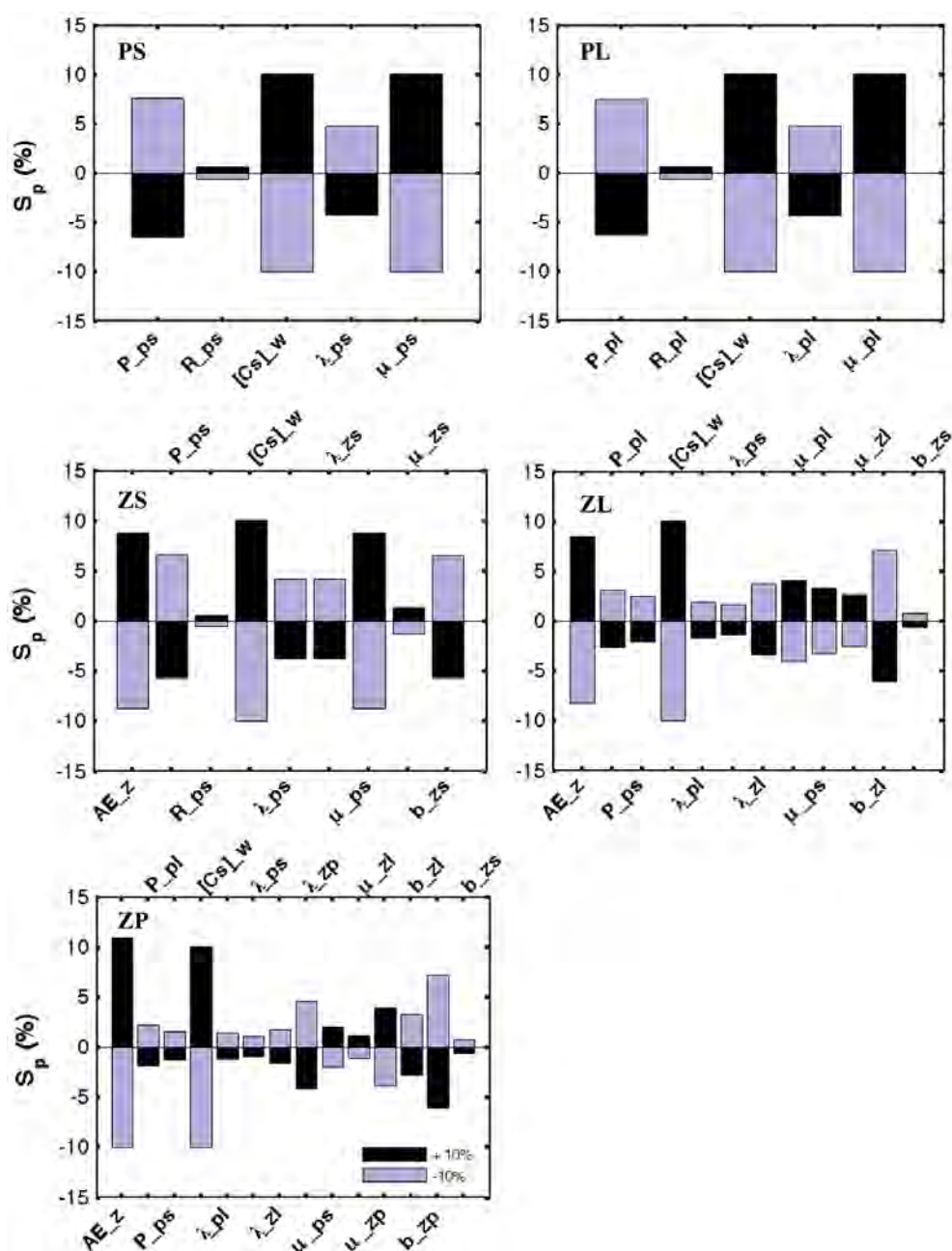


Figure 4. Sensitivity (S_p) of the estimated ^{137}Cs concentrations in different plankton groups (PS, PL, ZS, ZL, ZP) to a 10 % change in the parameters of Eqs. (3) and (7). The S_p values are calculated using Eq. (8). Significance of parameters: P_- : primary production rate, R_- : phytoplankton respiration rate, $[\text{Cs}]_w$: ^{137}Cs concentration in seawater, λ_- : depuration rate, μ_- : accumulation rate, AE_- : Assimilation efficiency, b : growth efficiency of zooplankton.

the three groups of zooplankton). This can be related to the lower proportion of contamination coming from water compared to that coming from food. The variation in the depuration rate induced a relatively moderate change of 5 %.

The sensitivity of the ^{137}Cs activity estimates in the three groups of zooplankton to parameters related to their different preys is also not negligible. The proportions of change varied from 1 to 9 % depending on the zooplankton group and

the parameter in question. For example, the sensitivity of the ^{137}Cs concentration in ZS to the PS accumulation rate (μ_{ps}), the elimination rate (λ_{ps}), and the primary production rate (P) were 9, 5 and 7 %, respectively.

This sensitivity analysis showed that the parameters related to the two groups of phytoplankton are very important for the estimation of the ^{137}Cs concentration in all plankton groups. Therefore, these parameters are key determinants

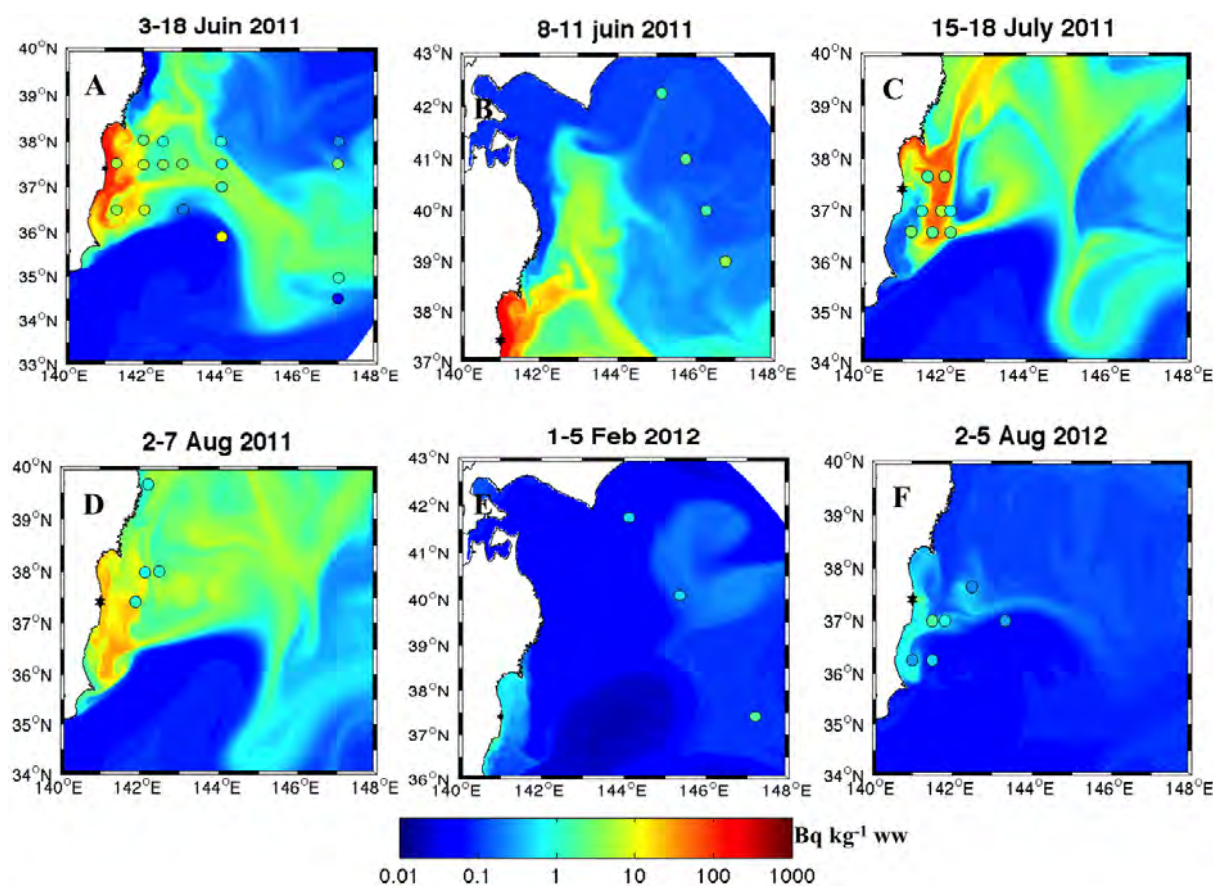


Figure 5. Spatial and temporal comparisons between the weighted average of simulated ^{137}Cs concentrations in the three zooplankton groups ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ ww}$) and the field observations (colored rounds) reported by (a) Buesseler et al. (2012), (b, c, d, f) Kaeriyama et al. (2014) and (e) Kitamura et al. (2013).

of the radionuclide concentration in all marine animals of the pelagic food chain (Mathews and Fisher, 2008). Consequently, the experimental determination of these parameters, often neglected due to the difficulties characterizing the measurement of radionuclides in phytoplankton, is of the greatest importance.

3.4 Radioecological model validation

The simulation results corresponding to the spatial distribution of the weighted average of ^{137}Cs concentrations in the three zooplankton groups (ZS, ZL, ZP) are presented in Fig. 5. These results are shown for six different dates from June 2011 to August 2012, and are compared to the few field observations available in the area (Buesseler et al., 2012; Kaeriyama et al., 2014; Kitamura et al., 2013). Some field data reported in the unit of Bq kg^{-1} dry weight are converted to Bq kg^{-1} wet weight using dry to wet weight ratio of 0.2 (Buesseler et al., 2012).

In general, these results illustrated the good agreement between measured and simulated results, which is confirmed by the Wilcoxon rank-sum statistical test ($P > 0.05$, non-

significant difference). Nevertheless, some points showed significant discrepancies between measured and simulated concentrations, as in the case of (36°N , 144°W) in the period 3–18 June 2011 (Fig. 5a) where the observed concentration was 2 orders of magnitude higher than the simulated one. A large part of this difference could be due to a spatial shift of the contaminated plume in the dispersion model. Indeed, the coastal waters off Japan are very energetic, especially with the interaction between the cold Oyashio current moving southward and the warm Northward Kuroshio current, generating very complex physical structures (eddies, tidal forces, etc), which are generally less well represented by the hydrodynamics models leading to some spatial shifts between the simulated ^{137}Cs concentrations in seawater used in this simulation and the real field concentrations.

3.5 Amplification of the ^{137}Cs concentration in plankton populations following the FNPP accident

To assess the contamination level of plankton populations in 2011, we calculated a ratio (R) of the ^{137}Cs concentration in phytoplankton (the weighted average of PS and PL) and zoo-

plankton (the weighted average of ZS, ZL and ZP) in the accidental situation to its concentration in these populations in the non-accidental situation. The results of the temporal evolution of these ratios for different distances from FNPP are shown in Fig. 6.

The ratios for phytoplankton and zooplankton are very similar spatially and temporally. After the accident, the ratio increased rapidly until reaching a maximum, whose value and the time required to reach it are variable following the distance from FNPP. The results showed that the time, calculated from the accident date, required to reach the maximum value increased with distance from FNPP, going from about 1 month for the populations located at less than 30 km from FNPP to about 6 months for those located at 500 m from FNPP. The maximum value, in turn, decreased with the distance from FNPP (about 10^4 at 0–30 km from FNPP to slightly lower than 10^2 at 400–500 km from FNPP).

After reaching the peak, the ratios progressively decreased over time but remained relatively high at the end of 2011 especially in the sectors situated at less than 50 km from FNPP where the ratio was still higher than 10.

The rapid decrease of ^{137}Cs in planktonic populations 1 year after the accident in the major parts of the study area can be explained by the different processes related to both population ecological functioning (cells growth and death, biological elimination) and the surrounding environment conditions, especially by the horizontal and vertical mixing due to the ocean hydrodynamics. Indeed, FNPP is located in an area where the east-flowing Kuroshio current and the southwest-flowing Oyashio current mix, generating complicated nearshore currents and mesoscale eddies (Buesseler, 2014), thereby favoring dispersion, regeneration, and thus dilution, of the contaminated planktonic populations in the area.

Referring to the biogeochemical cycle in the pelagic environment, part of the contaminated populations would be transferred to the pelagic higher trophic levels (planktivorous fishes, squids, etc.) by predation, leading to transfer of this contamination along various trophic chains. The other part will generate, after dying, large aggregated particles, known collectively as marine snow, which can reach the deep waters (Asper et al., 1992) and thus contribute to the contamination of sediment and benthic organisms, especially in the coastal area. This phenomenon was observed in the Mediterranean Sea a few days after the Chernobyl accident, generating a rapid transport of some radionuclides from surface waters to a depth of 200 m (Fowler et al., 1987). This process could be expected in the Japanese coastal area characterized by very high levels of contamination, especially around FNPP.

3.6 Apparent concentration ratio (aCR)

The concentration ratio (L kg^{-1}) is defined as the ratio of radionuclide in the organism (Bq kg^{-1} wet weight) divided by its concentration in the water (Bq L^{-1}). The dynamics of

the calculated apparent concentration ratios (aCR) for small phytoplankton, small zooplankton and predatory zooplankton populations throughout the study area and for populations located within a radius of 30 km from FNPP over the year 2011 are shown in Fig. 7. These apparent concentration ratios are estimated for the two different situations described above (see Sect. 2.4).

The spatial median of the apparent concentration ratios in the non-accidental situation (i.e., the steady-state situation) was between 20 and 30 L kg^{-1} wet weight for small phytoplankton and between 10 in winter to slightly more than 30 L kg^{-1} during the rest of the year for small zooplankton. In the case of predatory zooplankton, the concentration ratio was a little higher, ranging from 10 to about 40 L kg^{-1} wet weight. These values are in good agreement with the reported data on plankton concentration ratios in marine ecosystems, which generally range from 6 to 40 L kg^{-1} wet weight in steady-state conditions (Fowler, 1977; IAEA, 2004; Kaeriyama et al., 2008). In the sector situated at less than 30 km from FNPP (Fig. 7), the concentration ratio was almost constant and seasonal variability was very less pronounced, with about 25 L kg^{-1} for PS and 30–40 for ZS and ZP. This constancy in the estimated concentration ratios for the populations located at less than 30 km compared to those estimated for the whole study area, where a substantial decrease in the concentration ratio was observed during winter, can be related to the clear differences in food ingestion rates observed in this period between the two locations (Fig. 8). In winter, the zooplankton ingestion rates estimated for the populations located at less than 30 km were higher than those estimated for the whole study area, due essentially to the spatial heterogeneity characterizing the whole study area in terms of food availability, with the presence of some less productive regions such as the subtropical zone where the planktonic biomasses were generally very low (see Sect. 3.1).

At the time of the releases and immediately after the accident, the concentration ratio decreased rapidly for all plankton groups. This is mainly due to the sudden arrival of highly contaminated waters in these areas where the living plankton populations were not yet contaminated. This phase was less marked for small phytoplankton compared to the groups of zooplankton, due to the fact that phytoplankton accumulates ^{137}Cs only from water whereas in the case of zooplankton an important part of the contamination arises from food, a process requiring some time. For the populations located at less than 30 km from FNPP the dramatic decrease in the concentration ratio in March was even more intense and longer. The estimated time needed for these populations to regain the equilibrium was about 5–10 days for PS, 30 days for ZS and about 50 days for ZP. The decreasing phase in concentration ratio was directly followed by an increasing phase reflecting the progressive accumulation of ^{137}Cs by plankton organisms.

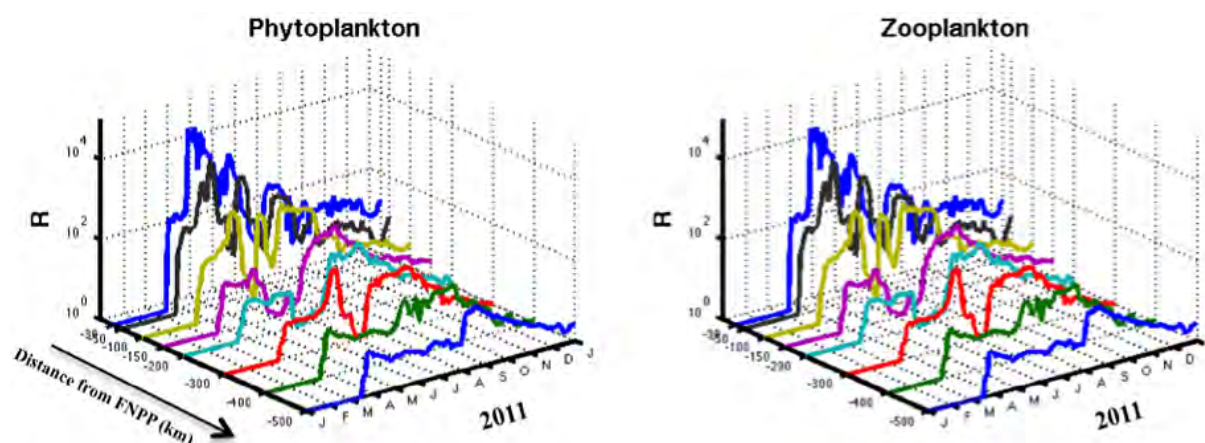


Figure 6. Calculated ratios (R) of ^{137}Cs concentration in phytoplankton and zooplankton in the accident situation to its concentration in the same population in the no-accident situation. The ratio was calculated for different sectors at various distances from FNPP.

3.7 Relative accumulation of ^{137}Cs from diet by zooplankton

The dynamics of ^{137}Cs fraction accumulated from diet by zooplankton populations is estimated for both accidental and non-accidental situations and in the two spatial scales (Fig. 9). This fraction remained stable in the case of zooplankton living at less than 30 km from FNPP and represented more than 80 % in the case of ZS, 90 % in the case of ZL and 98 % in the case of ZP. These results indicated that the major part of accumulated ^{137}Cs by these populations is coming from food, which is consistent with the research conducted by Baumann et al. (2015), who postulated that the dietary route could be largely responsible for the ^{137}Cs bioaccumulated by the zooplankton collected off Japan 3 months after the accident.

The accident effect was only briefly apparent with a slight decrease of this proportion.

Conversely, the proportion estimated for zooplankton populations living in the whole area revealed a decline in winter, especially in the case of ZS for which this proportion decreased to 30 %. Because of the non-decrease in the ^{137}Cs concentration in PS during this period (Fig. 10), the decrease in the relative accumulation by ZS from diet could be related to the decrease in the food ingestion rate (Fig. 8). No apparent effect of the accident on the ^{137}Cs fraction accumulated from diet was observed at this large spatial scale.

3.8 Trophic transfer factor

The trophic transfer factor (TTF), defined as the ratio of radionuclide concentration in the predator to its concentration in prey, was calculated for each zooplankton group. The small zooplankton (ZS) has only one prey (small phytoplankton), therefore the TTF was calculated directly by dividing the ^{137}Cs concentration in the ZS by its concentration in the

PS. In the case of large and predatory zooplankton that have more than one prey (three for each one), we considered the weighted average of the ^{137}Cs concentration in preys related to each zooplankton group.

Boxplots of predicted TTFs over 2011 for the three zooplankton groups in the accident and steady-state situations are shown in Fig. 11 for the two spatial scales described above.

The predicted TTF medians in the steady-state situation for ZS, ZL and ZP were, respectively, about 1.5, 1.7 and 1.2 in the sector 0–30 km from FNPP, and about 1.2, 1.45 and 1.1 in the whole study area. The TTF values calculated for the whole study area were slightly lower than those of the 0–30 km sector, reflecting the variability in ingestion rate and diet composition between the two spatial scales (Fig. 8). The lower values of ZP TTFs compared to the two other zooplankton groups may also be due to differences in their respective ingestion rate values. The correlation coefficient r between the modeled TTF related to each zooplankton group in the steady-state conditions and their corresponding ingestion rates showed a good correlation for the three groups of zooplankton and in both considered spatial scales (Table 3).

The predicted TTFs in the accident situation were similar to those predicted in the steady-state situation when considering the whole study area. This is due to the fact that, in the farthest sites from FNPP, where the contamination was not very high, the return to equilibrium occurred more rapidly, leading to TTFs similar to those observed before the accident although the concentrations in the predator and its preys were higher than during the pre-accident period. In the sector 0–30 km from FNPP, the predicted TTFs in the accidental situation were lower than those predicted in the steady-state situation (non-accidental situation). This is due to the persistence of the non-equilibrium state and the high ^{137}Cs concentrations in seawater in this area, and to the fact that

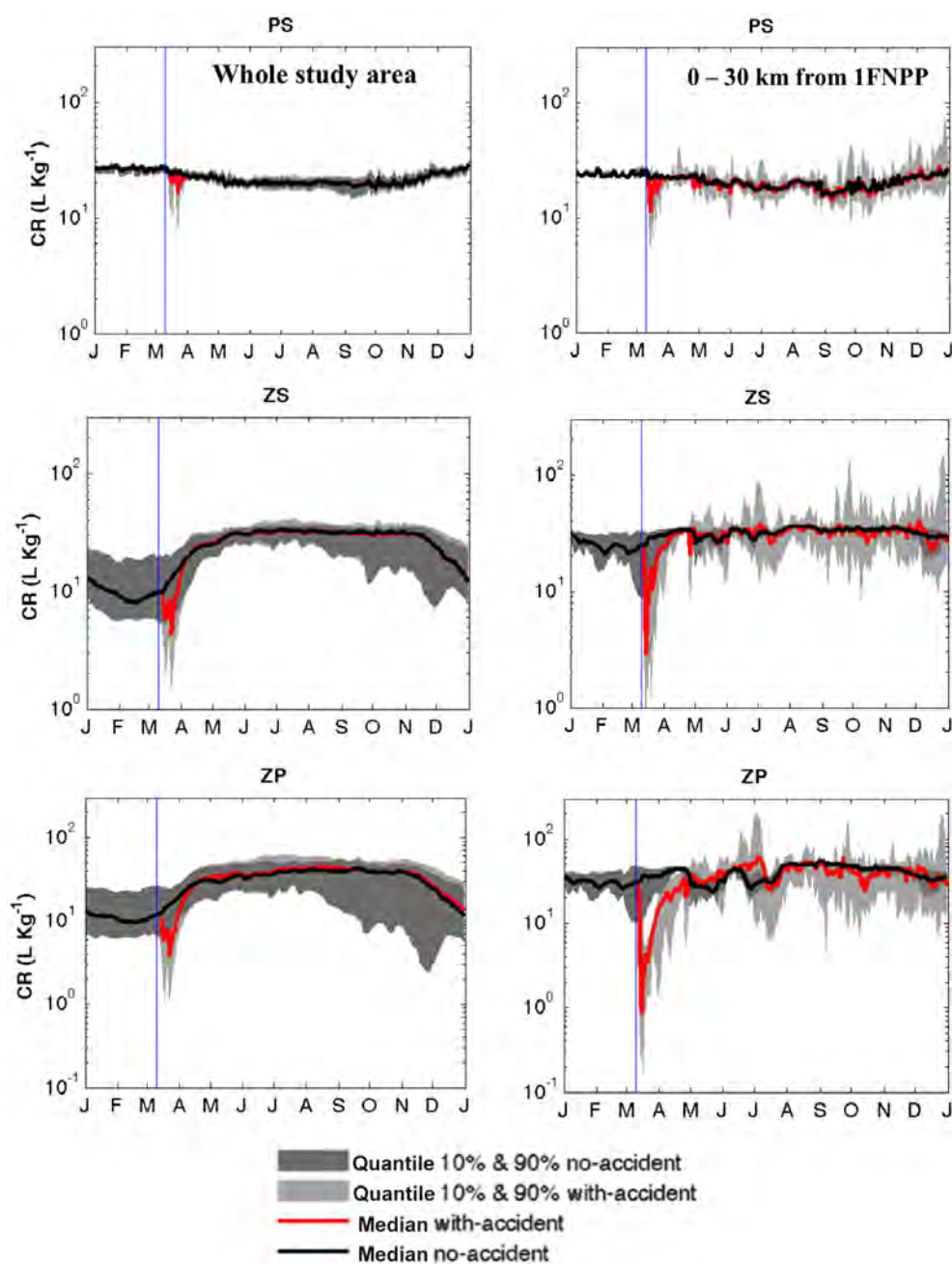


Figure 7. Results of concentration ratio estimated for small phytoplankton (PS), small zooplankton (ZS) and predatory zooplankton (ZP) in the whole study area (left) and for those populations located at less than 30 km from FNPP (right). The blue vertical line separates the pre- and post-accident periods.

Table 3. Correlation coefficients (r) between the ingestion rates and the TTF of different zooplankton groups.

Parameter	TTF	Non-accidental		Accidental	
		Whole area	0–30 km	Whole area	0–30 km
IR _{ZS}	ZS	0.94	0.91	0.88	0.68
IR _{ZL}	ZL	0.85	0.84	0.77	0.46
IR _{ZP}	ZP	0.83	0.79	0.76	0.37

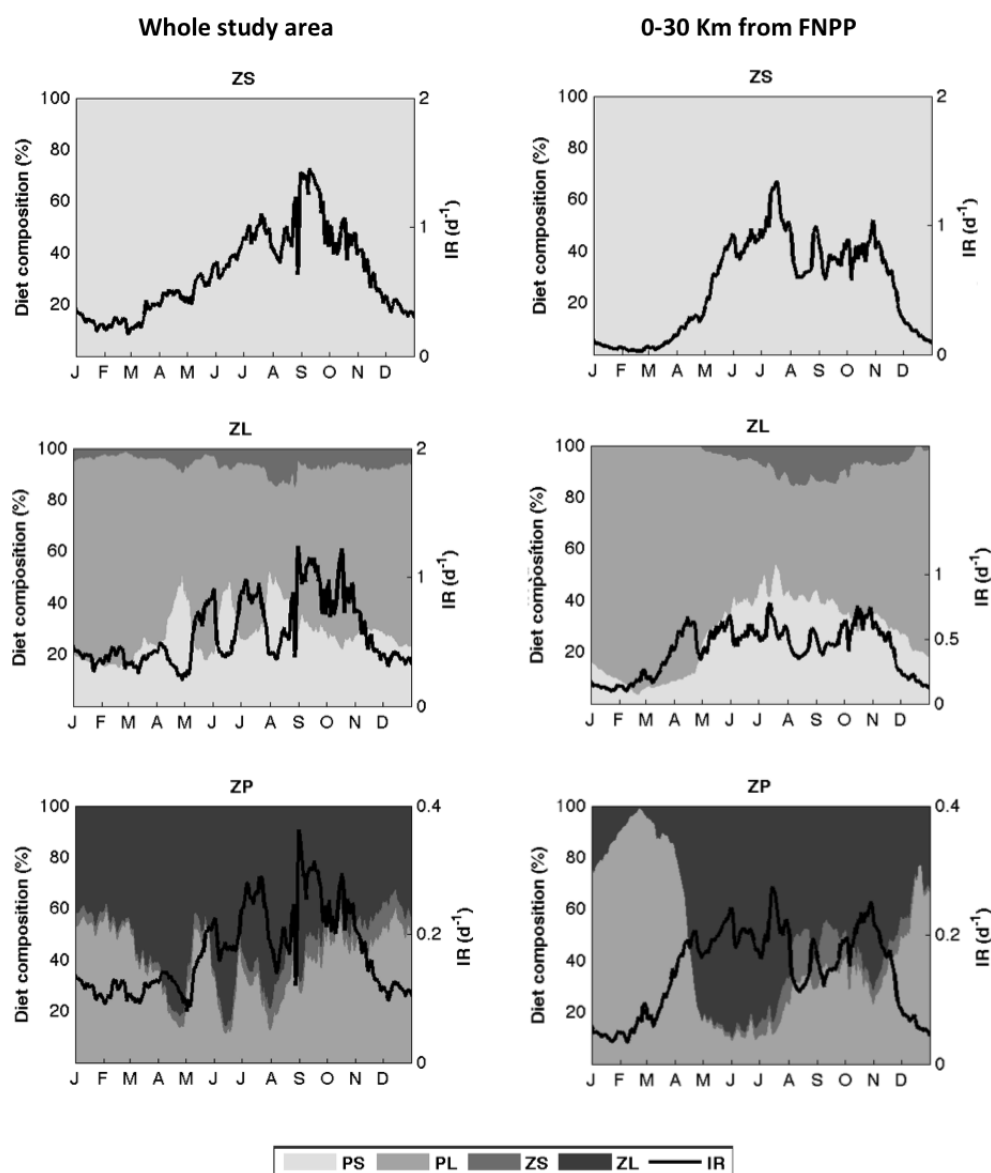


Figure 8. Food ingestion rate associated with the diet composition for the three groups of zooplankton in the areas located between 0 and 30 km (left) and for the zooplankton of the whole study area (right).

zooplankton accumulates ^{137}Cs mainly from food leading to a delay in its contamination compared to its preys.

In turn, the correlation coefficients between predicted TTFs and ingestion rates in the accident situation showed a very slight decrease when considering the whole study area, and a considerable decrease when considering only the sector 0–30 km from FNPP. This means that the instability and the non-steady-state conditions characterizing the post-accident period had significant effects on this correlation.

Previous works suggested that radiocesium is the only trace element apart from Hg that may be potentially biomagnified along food chains (Harmelin-Vivien et al., 2012; Høldal et al., 2003; Zhao et al., 2001). In our study, the modeled

TTFs were generally higher than the unity for all zooplankton groups, showing evidence of biomagnification potential at this trophic level. Mathews and Fisher (2008) reached the same general conclusion for the crustacean zooplankton *Artemia salina* feeding on phytoplankton, and reported that TTFs are directly related to the food ingestion rates, and that a consistent capacity for biomagnification exists when the food ingestion rate is high.

3.9 Absorbed dose

The estimation of the absorbed dose rate ($\mu\text{G h}^{-1}$) is an essential step enabling media/biota activity concentrations to

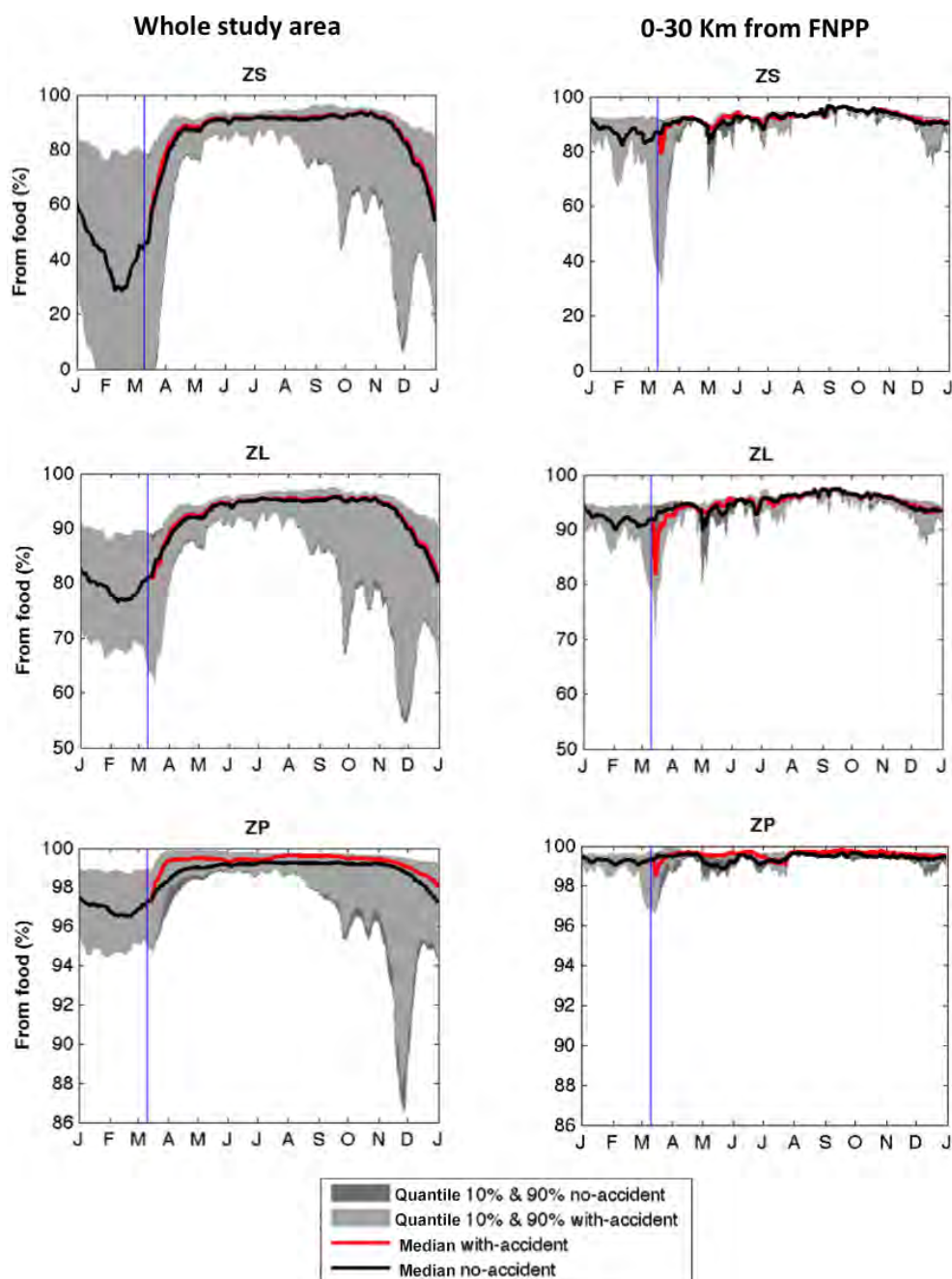


Figure 9. Relative fraction of ^{137}Cs accumulated from diet for the three groups of zooplankton calculated as the spatial median and quantiles of the whole study area (left) and in the sector located at less than 30 km from FNPP (right). The vertical blue line separates the pre- and post-accident periods.

be interpreted in terms of potential effect (Beresford et al., 2007).

The calculated dose rates received by phytoplankton and zooplankton populations located at less than 30 km from FNPP over 2011 are shown in Fig. 12. The external dose rate was about 7 times higher than the internal dose rate for phytoplankton, and about 5 times higher than the internal dose rate in the case of zooplankton, resulting in simi-

larity between the total and the external dose rates. The total dose rates for phyto- and zooplankton were also very similar, whereas the internal dose was higher for zooplankton than for phytoplankton.

For both phyto- and zooplankton, in the steady-state conditions before the accident, the dose rates were about $10^{-6} \mu\text{Gy h}^{-1}$. The maximum value was reached 1 month after the accident with about $0.05 \mu\text{Gy h}^{-1}$. From this

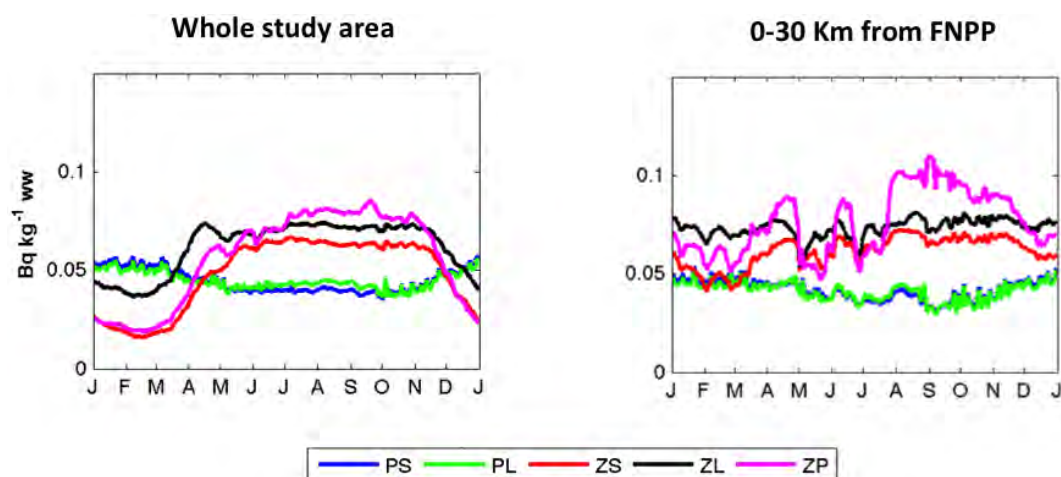


Figure 10. Dynamics of ^{137}Cs concentration in all plankton groups in the no-accident situation.

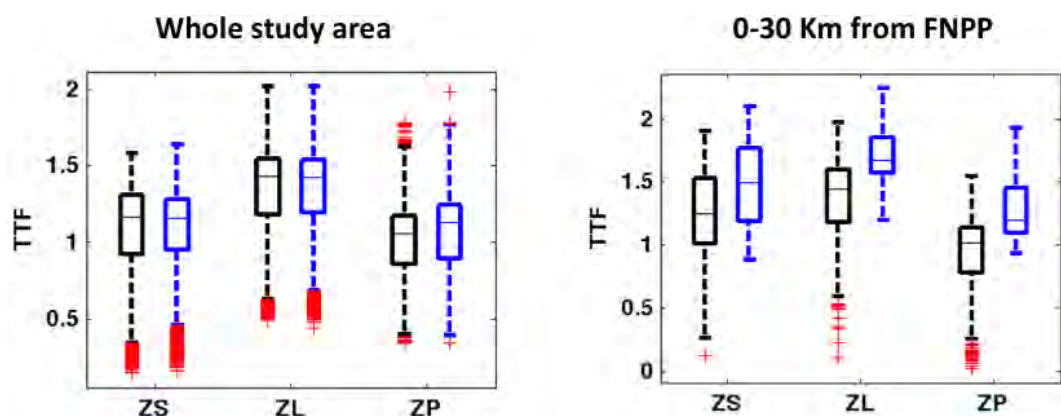


Figure 11. Boxplots of the Trophic Transfer Factor (TTF) calculated over 2011 for the three groups of zooplankton and for the two different spatial scales. The dark color represents the accident situation and the blue color represents the no-accident situation. On each box, the central mark is the median, the edges of the box are the 25th and 75th percentiles, the whiskers extend to the most extreme data points not considered outliers, and outliers are plotted individually (the red marks).

date, the dose rates decreased progressively to reach about $5 \times 10^{-5} \mu\text{Gy h}^{-1}$ at the end of 2011. The calculated internal dose rates for zooplankton in June 2011 were about $10^{-4} \mu\text{Gy h}^{-1}$, and were, therefore, about 5 times greater than those reported by Fisher et al. (2013) for copepods and euphausiids collected 30–600 km off Japan. This difference is mainly due to the fact that in this study the dose rates were calculated for the populations located at 0–30 km from FNPP, where the activity level of ^{137}Cs was higher.

The maximum dose rates calculated here were very low relative to the benchmark value corresponding to $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ as suggested by the ERICA approach (Beresford et al., 2007), signifying that the ^{137}Cs levels were too low to cause a measurable effect on these plankton populations. However, this conclusion concerns only ^{137}Cs – we ignore whether the ionizing radiation doses due to the other radionuclides released in high quantities following the FNPP accident, such

as short-lived nuclides ^{132}Te , ^{131}I and ^{90}Sr , can generate any effect on these populations. Finally, it is important to note that this finding may be representative of the average conditions characterizing the area located up to 30 km from FNPP, however in close vicinity to the FNPP (e.g., FNPP Port), the planktonic populations could have been exposed to more intense and more persistent doses that could generate higher deleterious effects on these populations.

4 Conclusions

We presented a modeling approach based on an ecosystem model to estimate the ^{137}Cs activity in marine plankton populations following the Fukushima nuclear power plant (FNPP) accident, and to understand the effect of this accident on the different processes related to the radiocesium transfer in the planktonic trophic levels. This kind of model enables calcu-

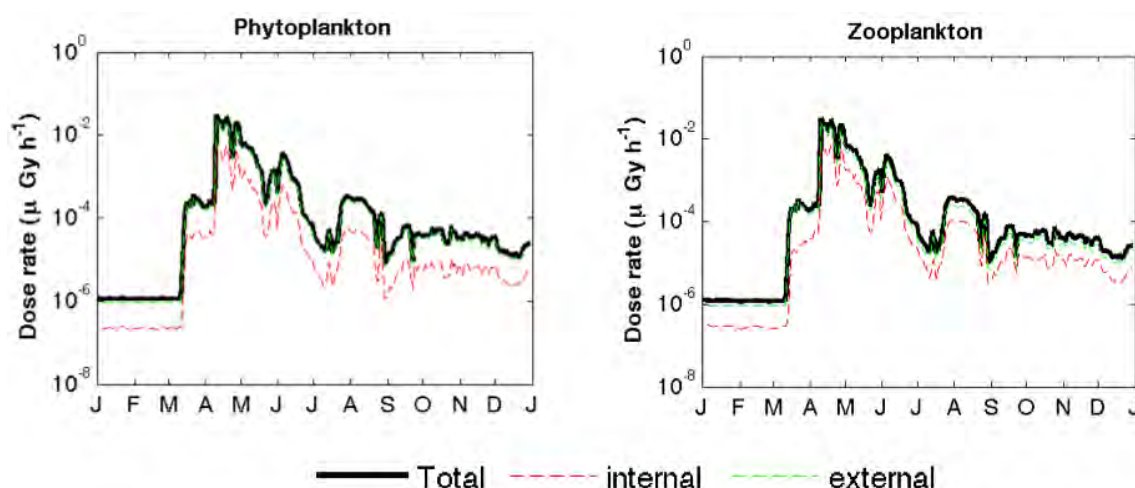


Figure 12. ^{137}Cs dose rates received by plankton populations located at less than 30 km from FNPP.

lation of the non-equilibrium dynamic processes of radionuclide transfer for the biological compartments taking into account the dynamics of the biomass and the spatiotemporal variability in the ecological parameters and environmental conditions (Sazykina, 2000).

The radioecological parameters were estimated by calibration, and the model was validated with observed ^{137}Cs data in zooplankton after the accident. This study showed that the maximum values of the ^{137}Cs concentrations in phytoplankton and zooplankton populations were mainly reached 1 month after the accident and were about 2 to 4 orders of magnitude higher than those observed before the accident depending on the distance from FNPP. On the other hand, it should be noted that although the model results indicate that the spatiotemporal dynamics of ^{137}Cs concentrations in zooplankton populations in non-accidental conditions mainly depend on the food availability (i.e., phytoplankton biomasses in the area), with an apparent decrease of cesium concentrations in these populations during the limited-food conditions (e.g., winter), this finding has to be verified and validated by multi-years field observations once these data are available.

Contrary to Baumann et al. (2015) who did not observe any biomagnification between phytoplankton and zooplankton collected 3 months after the accident, our study highlighted a modest biomagnification potential between the zooplankton groups, since the calculated trophic transfer factors were slightly higher than unity. The result obtained by Baumann et al. (2015) could be due to the fact that, 3 months after the accident, the equilibrium has not been reached (Kaeriyama et al., 2014) resulting in some delay in predator (zooplankton) contamination compared to its preys (phytoplankton) since the major part of the bioaccumulated ^{137}Cs by zooplankton is coming from food. Further analysis covering a longer time series of contamination levels in zooplankton and phytoplankton are therefore required to better under-

stand the biomagnification potential of these species. In our study, the TTF has been calculated over the full year 2011, but one has to be careful in interpretation of this result since has not yet been validated using the field data.

Although the contamination degrees characterizing the seawater and the plankton populations following the FNPP accident were high, the maximum ^{137}Cs dose rates calculated for both phyto- and zooplankton were about $5 \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$, and they remained lower than the benchmark value considered in this study, which corresponds to the incremental screening dose rate of $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ defined in the ERICA assessment approach (Beresford et al., 2007). However, it is important to note that the dose rate calculated in this study concerns only ^{137}Cs , and that we ignore, at this stage, whether the ionizing radiation doses due to the other radionuclides released in high quantities following the FNPP accident can generate any effect on these populations, although all previous studies have shown that the radioactivity levels in marine biota have generally been below the levels necessary to cause a measurable effect on populations (e.g., Vives i Batlle, 2016).

Acknowledgements. We warmly thank Caroline Ulses, Thomas Duhaut, Cyril Nguyen and Patrick Marsaleix of the Laboratoire d'Aérodynamique (CNRS and Toulouse University) for their continuous assistance. This work was carried out in the frame of the AMORAD project (French state financial support managed by the National Agency for Research allocated in the "Investments for the Future" framework programme under reference ANR-11-RSNR-0002). This work is also part of the EC 7th Framework project COMET (Coordination and iMplementation of a pan-Europe instrument for radioecology).

Edited by: G. Herndl

References

- Aita, M. N., Yamanaka, Y., and Kishi, M. J.: Effects of ontogenetic vertical migration of zooplankton on annual primary production – using NEMURO embedded in a general circulation model, *Fish. Oceanogr.*, 12, 284–290, 2003.
- Asper, V. L., Deuser, W. G., Knauer, G. A., and Lohrenz, S. E.: Rapid coupling of sinking particle fluxes between surface and deep ocean waters, *Nature*, 357, 670–672, 1992.
- Auger, P. A., Diaz, F., Ulses, C., Estournel, C., Neveux, J., Joux, F., Pujo-Pay, M., and Naudin, J. J.: Functioning of the planktonic ecosystem on the Gulf of Lions shelf (NW Mediterranean) during spring and its impact on the carbon deposition: a field data and 3-D modelling combined approach, *Biogeosciences*, 8, 3231–3261, doi:10.5194/bg-8-3231-2011, 2011.
- Baumann, Z., Fisher, N. S., Gobler, C. J., Buesseler, K. O., George, J. A., Breier, C. F., and Nishikawa, J.: Fukushima ^{137}Cs at the base of planktonic food webs off Japan, *Deep Sea Res. Pt. II*, 106, 9–16, 2015.
- Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B., Larsson, C.-M., Oughton, D., Prohl, G., and Zinger, I.: D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risk from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. A deliverable of the ERICA project F16R-CT-2004-508847, available from: <https://wiki.ceb.ac.uk/display/rpemain/ERICA+Tool> (last access: 15 December 2015), 2007.
- Brown, J., Dowdall, M., Gwynn, J. P., Børretzen, P., Selnæs, Ø. G., Kovacs, K. M., and Lydersen, C.: Probabilistic biokinetic modelling of radiocaesium uptake in Arctic seal species: verification of modelled data with empirical observations, *J. Environ. Radioact.*, 88, 289–305, 2006.
- Brown, J. E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N. A., Copplestone, D., Prohl, G., and Ulanovsky, A.: The ERICA Tool, *J. Environ. Radioact.*, 99, 1371–1383, 2008.
- Buesseler, K. O.: Fukushima and Ocean Radioactivity, *Oceanography*, 27, 92–105, 2014.
- Buesseler, K. O., Jayne, S. R., Fisher, N. S., Rypina, I. I., Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C. F., Douglass, E. M., George, J., Macdonald, A. M., Miyamoto, H., Nishikawa, J., Pike, S. M., and Yoshida, S.: Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 109, 5984–5988, 2012.
- Erichsen, A. C., Konovalenko, L., Møhlenberg, F., Closter, R. M., Bradshaw, C., Aquilonius, K., and Kautsky, U.: Radionuclide transport and uptake in coastal aquatic ecosystems: a comparison of a 3D dynamic model and a compartment model, *Ambio*, 42, 464–475, 2013.
- Estournel, C., de Madron, X. D., Marsaleix, P., Auclair, F., Julliand, C., and Vehil, R.: Observation and modeling of the winter coastal oceanic circulation in the Gulf of Lion under wind conditions influenced by the continental orography (FETCH experiment), *J. Geophys. Res.-Oceans*, 108, 8059, doi:10.1029/2001JC000825, 2003.
- Estournel, C., Bosc, E., Bocquet, M., Ulses, C., Marsaleix, P., Winiarek, V., Osvath, I., Nguyen, C., Duhaut, T., Lyard, F., Michaud, H., and Auclair, F.: Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters, *J. Geophys. Res.-Oceans*, 117, C11014, doi:10.1029/2012JC007933, 2012.
- Fisher, N. S., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T. G., Baumann, Z., Madigan, D. J., and Garnier-Laplace, J.: Evaluation of radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident to marine biota and human consumers of seafood, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 110, 10670–10675, 2013.
- Fowler, S., Buatmenard, P., Yokoyama, Y., Ballestra, S., Holm, E., and Nguyen, H.: Rapid Removal of Chernobyl Fallout from Mediterranean Surface Waters by Biological-Activity, *Nature*, 329, 56–58, 1987.
- Fowler, S. W.: Trace elements in zooplankton particulate products, *Nature*, 269, 51–53, 1977.
- Fowler, S. W. and Fisher, N. S.: Radionuclides in the biosphere, in: *Marine Radioactivity*, edited by: Livingston, H. D., Principality of Monaco, available from: <http://about:reader?url=http%3A%2F%2Fwww.sciencedirect.com%2Fscience%2Farticle%2Fpii%2FS1569486005800075> (Accessed 5 December 2015), vol. 6, 167–203, 2004.
- Fukuda, S., Iwamoto, K., Atsumi, M., Yokoyama, A., Nakayama, T., Ishida, K., Inouye, I., and Shiraiwa, Y.: Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment: a bioremediation strategy, *J. Plant Res.*, 127, 79–89, 2014.
- Guizien, K., Belharet, M., Marsaleix, P., and Guarinia, J. M.: Using larval dispersal simulations for marine protected area design: Application to the Gulf of Lions (northwest Mediterranean), *Limnol. Oceanogr.*, 57, 1099–1112, 2012.
- Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., and Cossa, D.: Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean, *Mar. Pollut. Bull.*, 64, 974–983, 2012.
- Hashioka, T. and Yamanaka, Y.: Seasonal and regional variations of phytoplankton groups by top-down and bottom-up controls obtained by a 3D ecosystem model, *Ecol. Model.*, 202, 68–80, 2007.
- Heldal, H. E., Føyn, L., and Varskog, P.: Bioaccumulation of ^{137}Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas, *J. Environ. Radioact.*, 65, 177–185, 2003.
- Herrmann, M., Estournel, C., Adloff, F., and Diaz, F.: Impact of climate change on the northwestern Mediterranean Sea pelagic planktonic ecosystem and associated carbon cycle, *J. Geophys. Res. Oceans*, 119, 5815–5836, 2014.
- IAEA: Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2004.
- Kaeriyama, H., Watabe, T., and Kusakabe, M.: ^{137}Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean, *J. Environ. Radioact.*, 99, 1838–1845, 2008.
- Kaeriyama, H., Fujimoto, K., Ambe, D., Shigenobu, Y., Ono, T., Tadokoro, K., Okazaki, Y., Kakehi, S., Ito, S., Narimatsu, Y., Nakata, K., Morita, T., and Watanabe, T.: Fukushima-derived radionuclides ^{134}Cs and ^{137}Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban-Sanriku coast, in Sendai Bay, and in the Oyashio region, *Fish. Sci.*, 81, 139–153, 2014.

- Kasamatsu, F. and Ishikawa, Y.: Natural variation of radionuclide Cs-137 concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160, 109–120, 1997.
- Kishi, M. J., Kashiwai, M., Ware, D. M., Megrey, B. A., Eslinger, D. L., Werner, F. E., Noguchi-Aita, M., Azumaya, T., Fujii, M., Hashimoto, S., Huang, D., Iizumi, H., Ishida, Y., Kang, S., Kantakov, G. A., Kim, H., Komatsu, K., Navrotsky, V. V., Smith, S. L., Tadokoro, K., Tsuda, A., Yamamura, O., Yamanaka, Y., Yokouchi, K., Yoshie, N., Zhang, J., Zuenko, Y. I., and Zvalinsky, V. I.: NEMURO – a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem, *Ecol. Model.*, 202, 12–25, 2007.
- Kitamura, M., Kumamoto, Y., Kawakami, H., Cruz, E. C., and Fujikura, K.: Horizontal distribution of Fukushima-derived radiocesium in zooplankton in the northwestern Pacific Ocean, *Biogeosciences*, 10, 5729–5738, doi:10.5194/bg-10-5729-2013, 2013.
- Komatsu, K., Matsukawa, Y., Nakata, K., Ichikawa, T., and Sasaki, K.: Effects of advective processes on planktonic distributions in the Kuroshio region using a 3-D lower trophic model and a data assimilative OGCM, *Ecol. Model.*, 202, 105–119, 2007.
- Koulikov, A. O. and Meili, M.: Modelling the dynamics of fish contamination by Chernobyl radiocaesium: an analytical solution based on potassium mass balance, *J. Environ. Radioact.*, 66, 309–326, 2003.
- Kryshev, A. I. and Ryabov, I. N.: A dynamic model of Cs-137 accumulation by fish of different age classes, *J. Environ. Radioact.*, 50, 221–233, 2000.
- Kumblad, L., Kautsky, U., and Naeslund, B.: Transport and fate of radionuclides in aquatic environments – the use of ecosystem modelling for exposure assessments of nuclear facilities, *J. Environ. Radioact.*, 87, 107–129, 2006.
- Marsaleix, P., Auclair, F., Floor, J. W., Herrmann, M. J., Estournel, C., Pairaud, I., and Ulses, C.: Energy conservation issues in sigma-coordinate free-surface ocean models, *Ocean Model.*, 20, 61–89, 2008.
- Marsaleix, P., Auclair, F., and Estournel, C.: Low-order pressure gradient schemes in sigma coordinate models: The seamount test revisited, *Ocean Model.*, 30, 169–177, 2009a.
- Marsaleix, P., Ulses, C., Pairaud, I., Herrmann, M. J., Floor, J. W., Estournel, C., and Auclair, F.: Open boundary conditions for internal gravity wave modelling using polarization relations, *Ocean Model.*, 29, 27–42, 2009b.
- Marsaleix, P., Auclair, F., Duhaut, T., Estournel, C., Nguyen, C., and Ulses, C.: Alternatives to the Robert-Asselin filter, *Ocean Model.*, 41, 53–66, 2012.
- Mathews, T. and Fisher, N. S.: Trophic transfer of seven trace metals in a four-step marine food chain, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 367, 23–33, 2008.
- Petrenko, A., Dufau, C., and Estournel, C.: Barotropic eastward currents in the western Gulf of Lion, north-western Mediterranean Sea, during stratified conditions, *J. Mar. Syst.*, 74, 406–428, 2008.
- Povinec, P. P., Hirose, K., and Aoyama, M.: 6 - Pre-Fukushima Radioactivity of the Environment, in: *Fukushima Accident*, edited by: Aoyama, P. P. P. H., Elsevier, Boston, available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780124081321000061> (last access: 8 May 2015), 277–323, 2013.
- Rowan, D. J.: Bioaccumulation factors and the steady state assumption for cesium isotopes in aquatic foodwebs near nuclear facilities, *J. Environ. Radioact.*, 121, 2–11, 2013.
- Sandberg, J., Kumblad, L., and Kautsky, U.: Can ECOPATH with ECOSIM enhance models of radionuclide flows in food webs? – an example for C-14 in a coastal food web in the Baltic Sea, *J. Environ. Radioact.*, 92, 96–111, 2007.
- Sazykina, T. G.: ECOMOD – An ecological approach to radioecological modelling, *J. Environ. Radioact.*, 50, 207–220, 2000.
- Sushchenya, L. .: Food rations, metabolism and growth of crustaceans, in: *Marine food chains*, edited by: Steele, J. H., Berkeley and Los Angeles, 127–141, 1970.
- Thomann, R.: Equilibrium-Model of Fate of Microcontaminants in Diverse Aquatic Food-Chains, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 280–296, 1981.
- Ulses, C., Estournel, C., de Madron, X. D., and Palanques, A.: Suspended sediment transport in the Gulf of Lions (NW Mediterranean): Impact of extreme storms and floods, *Cont. Shelf Res.*, 28, 2048–2070, 2008.
- UNSCEAR: Report to the General Assembly, Scientific Annex a: Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami, in *Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation*, vol. 1, New York, 2014.
- Vives i Batlle, J.: Dynamic modelling of radionuclide uptake by marine biota: application to the Fukushima nuclear power plant accident, *J. Environ. Radioact.*, 151, Part 2, 502–511, 2016.
- Vives i Batlle, J., Jones, S. R., and Gómez-Ros, J. M.: A method for calculation of dose per unit concentration values for aquatic biota, *J. Radiol. Prot.*, 24, A13, doi:10.1088/0952-4746/24/4A/002, 2004.
- Vives i Batlle, J., Wilson, R. C., and McDonald, P.: Allometric methodology for the calculation of biokinetic parameters for marine biota, *Sci. Total Environ.*, 388, 256–69, 2007.
- Zhao, X. G., Wang, W. X., Yu, K. N., and Lam, P. K. S.: Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222, 227–237, 2001.

Troisième partie

Modélisation de la contamination des espèces nectoniques

L'un des objectifs majeurs de la radioécologie marine est d'estimer le degré de contamination des ressources halieutiques afin d'évaluer les risques potentiels sur l'écosystème marin et sur les populations humaines, ce qui permettra d'adapter des stratégies de surveillance des produits et de protection des consommateurs en cas de rejets non contrôlés dans l'environnement (accident par exemple). La forte contamination du milieu marin en radionucléides (notamment le ^{134}Cs et le ^{137}Cs) suite à l'accident de Fukushima en Mars 2011, a suscité beaucoup d'inquiétude chez les consommateurs des produits de la mer dans le monde entier et au Japon plus particulièrement (Buesseler [2012]), où environ 40% des protéines consommées par les populations locales proviennent des produits de la mer. Les enjeux économiques, politiques et sociaux ont poussé le gouvernement local à effectuer des mesures régulières sur différents types de poissons échantillonnés à des endroits différents le long des côtes japonaises. Ces données sont publiées régulièrement afin de permettre un suivi continu et une bonne surveillance des niveaux de contamination de ces ressources. Elles regroupent des poissons appartenant à des échelons trophiques différents et vivant dans des domaines variés (benthique ou pélagique), et elles sont facilement accessibles ce qui permet leur exploitation en dépit du manque de certaines informations importantes telles que le positionnement géographique des prélèvements et les caractéristiques morphologiques des individus (poids, taille ...).

Bien que ces données fournissent des informations générales sur l'état actuel des niveaux de contamination de certaines ressources marines, elles restent limitées étant donné qu'elles ne couvrent pas toutes les espèces présentes dans la zone. Par conséquent, le manque d'informations relatives à certaines espèces commerciales et largement consommées par les populations locales, ainsi que les besoins croissants de la communauté scientifique à comprendre les mécanismes de contamination des organismes marins, et son transfert le long de la chaîne trophique suggèrent l'application des méthodes de modélisation. Dans la deuxième partie de cette thèse, nous avons présenté une approche de modélisation qui nous a permis d'estimer les taux de contamination des premiers maillons de la chaîne trophique à savoir le phytoplancton et le zooplancton, avant et après l'accident, et d'étudier les facteurs de transfert entre ces composantes. La modélisation des transferts radioactifs aux poissons et aux autres organismes marins supérieurs peut s'appuyer sur des méthodes plus ou moins complexes. La plus simple est basée sur l'utilisation des facteurs de concentration qui expriment le rapport à l'équilibre entre l'activité du radionucléide dans le poisson et son activité dans le milieu environnant (eau), alors que les méthodes plus complexes modélisent de façon dynamique plusieurs voies de contamination et les échanges entre différents compartiments de la chaîne trophique.

Dans cette partie, nous nous intéressons à la modélisation de la contamination en ^{137}Cs de certaines espèces du necton marin représentées essentiellement par des poissons planctonivores et piscivores. Elle est subdivisée en trois chapitres, le chapitre 6 sera consacré à la présentation détaillée du modèle radioécologique développé pendant cette étude et le choix des paramètres appropriés. Le chapitre 7 est dédié à l'étude des relations trophiques et l'estimation du régime alimentaire des espèces. Enfin, le chapitre 8 est consacré à l'application du modèle et l'analyse des résultats.

Chapitre 6

Description du modèle radioécologique

6.1 Introduction

Les modèles radioécologiques ont pour but d'estimer et de prédire la concentration d'un radionucléide dans des organismes ou des populations, ainsi que de comprendre les mécanismes d'échange entre l'organisme et son milieu environnant ou bien entre l'organisme et les différentes composantes de la chaîne trophique à laquelle il appartient. Ces modèles se basent généralement sur des paramètres biocinétiques d'accumulation et d'élimination du radionucléide ainsi que sur certains paramètres écologiques tels que le taux d'ingestion de la nourriture ou alors le taux de croissance. Certains de ces modèles s'intéressent uniquement à un seul organisme sans prendre en compte la variabilité de ses interactions avec d'autres espèces dans le milieu, alors que d'autres s'intéressent plutôt à étudier un ensemble d'organismes constituant, par leurs relations "prédateur/proie", une chaîne trophique bien structurée.

L'accumulation du radiocésium par les organismes marins supérieurs est un processus dynamique complexe qui est déterminé par différents paramètres environnementaux, écologiques et physiologiques tel que le degré de contamination des proies, l'intensité et l'efficacité de la prédation, la position de l'organisme dans la chaîne trophique, le sexe, la température, etc (Rowan and Rasmussen [1994] , Kryshev and Ryabov [2000]). Ces facteurs plus ou moins importants dans la détermination des degrés de contamination de ces organismes, ne sont généralement pas pris en compte dans les modèles radioécologiques pour différentes raisons, comme par exemple la complexité ou le coût élevé en termes de calcul numérique.

Les caractéristiques physiologiques des organismes, leur efficacité alimentaire, leur comportement, ainsi que leurs habitudes alimentaires sont généralement liés à leur taille, ce qui montre l'importance de ce paramètre et la nécessité de sa prise en compte dans les modèles radioécologiques (Iibuchi et al. [2002]). Cette relation entre la taille et la concentration du radionucléide dans l'organisme a déjà été observée pour plusieurs espèces aquatiques comme la perche (Lindner et al. [1990]), la carpe argentée (Koulikov and Ryabov [1992]), la truite (Elliott et al. [1992]), le merlu européen (Harmelin-Vivien et al. [2012]), la limande (Kasamatsu and Ishikawa [1997]), etc. Par conséquent, plusieurs relations allométriques ont été établies pour permettre l'estimation de certains paramètres radioécologiques comme par exemple les paramètres d'élimination (Thomann [1981] ; Rowan and Rasmussen [1995] ; Hadderingh et al. [1996] ; Vives i Batlle et al. [2007]), ou alors le facteur de bioconcentration (Vives i Batlle et al. [2007]). Ce type de relation est de plus en plus présent dans les modèles permettant ainsi d'étudier et

d'expliquer les effets potentiels de la taille d'un organisme sur son degré de contamination. Bien que ce paramètre apparaisse dans la modélisation des processus affectant la contamination de l'organisme, des approches de modélisation structurée en taille (ou en âge) avec une représentation explicite des différentes cohortes liées à chaque espèce ne sont toujours pas utilisées dans les modèles radioécologiques.

Dans ce chapitre est présenté le modèle radioécologique dont l'objet est l'estimation ainsi que l'étude de la contamination en radiocésium des espèces nectoniques de la chaîne trophique marine. Le modèle étant structuré en taille, représente de façon explicite les différentes cohortes constituant chaque espèce considérée dans cette étude. Le nombre de cohortes relatives à chaque espèce dépend de sa durée de vie et de sa fréquence de reproduction annuelle. Cette description du modèle sera suivie par une présentation des paramètres utilisés, tout en justifiant le choix de chacun d'entre eux.

6.2 Description du modèle

Un organisme marin vivant dans un milieu contaminé en radionucléides accumule et élimine simultanément les radionucléides. L'accumulation peut se faire soit par absorption directe des contaminants à partir de l'eau ou bien par assimilation de proies contaminées. Les radionucléides incorporés seront ensuite éliminés biologiquement, par des processus naturels comme l'excrétion ou l'égestion, et physiquement par l'intermédiaire de la désintégration radioactive dont la vitesse est variable d'un radionucléide à un autre.

La variation de la concentration du radionucléide dans l'organisme au cours du temps peut être formulée par l'équation différentielle suivante :

$$\frac{d[R]_{s,a}}{dt} = \mu_{s,a} \times [R]_w + AE_{s,a} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^{n(i)} IR_{i,j}^{s,a} [R]_{i,j} - (\lambda_{s,a} + \lambda_R + G_s)[R]_{s,a}$$

Avec :

$[R]_{s,a}$ ($Bq\ g^{-1}$) la concentration du radionucléide R dans les organismes appartenant à la cohorte a de l'espèce s .

$[R]_{i,j}$ ($Bq\ g^{-1}$) la concentration du radionucléide R dans la proie appartenant à la cohorte j de l'espèce i . N représente le nombre de proies consommées par l'espèce s , alors que $n(i)$ est le nombre de cohortes de la proie i .

$[R]_w$ ($Bq\ l^{-1}$) est la concentration du radionucléide dans l'eau

$IR_{i,j}^{s,a}$ (j^{-1}) est le taux d'ingestion de l'organisme appartenant à la cohorte a de l'espèce s , qui se nourrit de la proie appartenant à la cohorte j de l'espèce i .

$\mu_{s,a}$ (j^{-1}) représente le taux d'accumulation du radionucléide à partir de l'eau par l'organisme appartenant à la cohorte a de l'espèce s .

$\lambda_{s,a}$ (j^{-1}) est le taux d'élimination biologique du radionucléide par l'organisme appartenant à la cohorte a de l'espèce s , alors que λ_R (j^{-1}) représente le taux de décroissance radioactive physique du radionucléide.

$AE_{s,a}$ (sans unité) est l'efficacité d'assimilation du radionucléide par l'organisme appartenant à la cohorte a de l'espèce s .

$G_s (j^{-1})$ est le taux de croissance de l'espèce s .

Ce modèle est alors générique et peut s'appliquer à n'importe quel radionucléide tant que le principe de l'accumulation chez les organismes marins reste le même, et ce quel que soit le contaminant. Il sera donc seulement question d'adapter les paramètres nécessaires en fonction du radionucléide et de l'espèce qu'on veut étudier. Dans le cas de notre étude, le radionucléide en question est le ^{137}Cs .

L'accumulation du radionucléide par l'organisme directement à partir de l'eau est représenté dans le modèle par le terme : $\mu_{s,a} \times [R]_w$. Elle est donc linéairement dépendante de la concentration du radionucléide dans l'eau comme indiqué par Zhao et al. [2001]. Cette accumulation se fait essentiellement à travers les branchies, et le radiocésium sera ensuite rapidement réparti sur le reste des organes et des tissus qui composent l'organisme. Contrairement à cette voie d'accumulation passive, l'accumulation directe via la surface corporelle de l'organisme reste faible (Zhao et al. [2001]). La nature chimique du césium qui est très similaire à celle du potassium (K^+) devrait permettre au césium de s'infiltrer à l'intérieur de l'organisme à travers les canaux à potassium répartis le long de sa surface corporelle. Cependant, les milieux riches en potassium tel que l'eau de mer devraient inhiber l'accumulation du césium (Phillips and Russo [1978]; Rowan and Rasmussen [1994]; Heldal et al. [2003]) au détriment de l'accumulation naturelle du K^+ , c'est la raison pour laquelle l'accumulation directe du radiocésium à partir de l'eau est généralement moins élevée chez les poissons marins que chez les poissons d'eau douce, où le césium quand il se retrouve à des concentrations élevées dans l'eau pourrait rentrer en compétition avec le potassium.

La quantité du radionucléide accumulée à partir de la nourriture consommée est représentée dans le modèle par le terme $AE_{s,a} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^{n(i)} IR_{i,j}^{s,a} [R]_{i,j}$. Elle dépend essentiellement de la concentration du radionucléide dans la proie, du taux d'ingestion de la nourriture et de l'efficacité d'assimilation du radionucléide contenu dans la nourriture et consommée par l'organisme. Plusieurs études ont souligné la dominance de l'accumulation du radiocésium via la voie trophique comparée à la voie directe (Rowan and Rasmussen [1994]; Kasamatsu and Ishikawa [1997]), signifiant ainsi que certains facteurs tels que la ration de la nourriture consommée et le régime alimentaire pourraient avoir un effet majeur sur la bioconcentration du radiocésium par l'organisme. L'estimation de ces deux paramètres importants feront l'objet du prochain chapitre.

La quantité du radionucléide éliminée biologiquement par l'organisme est représentée par le terme $\lambda_{s,a}[R]_{s,a}$, elle est donc dépendante de la quantité totale du radionucléide dans l'organisme et du taux journalier d'élimination biologique. Cette élimination est généralement due à des processus physiologiques tels que l'excrétion, et elle est donc influencée par les différents facteurs ayant un impact sur le métabolisme des espèces, comme la température de l'eau, la taille, etc. (Rowan and Rasmussen [1994]).

La décroissance physique des radionucléides, représentée dans le modèle par le terme $\lambda_R[R]_{s,a}$, contribue quant à elle à l'élimination d'une partie de la radioactivité accumulée par l'organisme. L'intensité de cette élimination dépend de la nature du radionucléide en question. Le ^{137}Cs possède une durée de demi-vie assez élevée (30 ans) rendant ainsi négligeable son élimination via ce processus.

Bien que la croissance de l'organisme ne contribue pas directement à l'élimination du radionucléide, elle permet tout de même de diluer sa concentration dans l'organisme, notamment chez les espèces ayant un taux de croissance élevé. Ce processus est représenté dans le modèle par le terme : $G_s[R]_{s,a}$.

6.3 Choix des paramètres radioécologiques

6.3.1 Le taux d'accumulation directe

Zhao et al. [2001] ont estimé une valeur de $0.00145 \text{ l g}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour le taux d'accumulation directe du ^{137}Cs par les poissons piscivores. Mathews et al. [2008] ont reporté à leur tour des valeurs comprises entre 0.0004 et $0.001 \text{ l g}^{-1} \text{ j}^{-1}$ pour le stade juvénile de la daurade royale *Sparus auratus* exposée au ^{134}Cs . Brown et al. [2006] ont utilisé dans leur modèle une moyenne de $0.00004 \text{ l g}^{-1} \text{ j}^{-1}$ estimée à partir des valeurs reportées par Thomann [1981] pour les poissons planctonivores et piscivores.

Nous avons utilisé dans cette étude un taux d'accumulation constant correspondant à 5×10^{-4} pour toutes les espèces. Cette valeur représente la moyenne de l'ensemble des valeurs citées ci-dessus.

6.3.2 Les taux d'élimination et la demi-vie biologique

Thomann [1981] a utilisé des taux d'élimination biologique constants dans son modèle correspondant à 0.003 j^{-1} pour les poissons planctonivores et 0.0018 j^{-1} pour les poissons piscivores. Les mêmes valeurs ont été utilisées ensuite par Brown et al. [2004a] pour simuler la contamination de la chaîne trophique de l'océan Arctique. Maderich et al. [2014] ont utilisé des valeurs de 0.03 j^{-1} pour les poissons non-piscivores et 0.0055 j^{-1} pour les poissons piscivores dans leur simulation de la contamination par le ^{137}Cs de la chaîne trophique du nord-Pacifique suite à l'accident de Fukushima. Alors que Zhao et al. [2001] ont reporté un taux d'élimination biologique de l'ordre de 0.022 j^{-1} pour le poisson démersal *Lutjanus argentimaculatus*. De façon générale, la marge de variation de ce paramètre est alors entre 0.0018 et 0.022 j^{-1} .

Par ailleurs, plusieurs études estiment que le taux d'élimination biologique du césium par les organismes marins (essentiellement les poissons) n'est pas constant, et qu'il est régi par les processus du métabolisme. Ces processus sont généralement dépendants du poids de l'organisme et de la température de l'eau (Brown et al. [2004b]). Des analyses de données regroupant un nombre important de poissons appartenant à différentes catégories et à différents milieux de vie (eau de mer, eau douce, pélagique, démersaux ...), ont permis à Rowan and Rasmussen [1995], Doi et al. [2012], et à Vives i Batlle et al. [2007] d'établir des relations allométriques reliant le taux d'élimination (ou la demi-vie biologique) au poids du poisson. Les deux premières relations prennent aussi en considération l'effet de la température de l'eau, alors que la relation de Vives i Batlle et al. [2007] ne prend en compte que le volume de l'organisme (poids). Dans cette étude, c'est la relation allométrique de Doi et al. [2012] qui a été utilisée, elle permet d'estimer la valeur du taux d'élimination en fonction de la température de l'eau et du poids de l'organisme. Cette relation est donnée par l'équation suivante :

$$\log_{10}(\lambda_{s,a}) = -0.28 \log_{10}(W_{s,a}) - \frac{0.27}{kT} - 9.03 \quad (6.1)$$

Avec $W_{s,a}$ le poids (g) du poisson appartenant à la cohorte a de l'espèce s , T est la température de l'eau

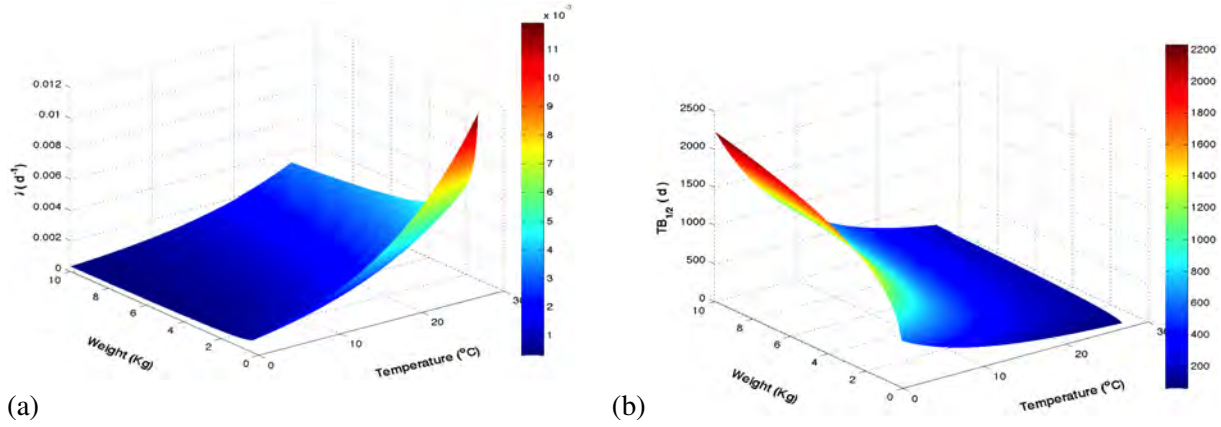


FIGURE 6.1 – (a) Le taux d'élimination biologique et (b) La demi-vie biologique en fonction du poids de poisson et de la température de l'eau, calculé à partir de l'équation de [Doi et al., 2012]

en degrés Kelvin, alors que k représente la constante de Boltzmann qui est égale à $8.62 \times 10^{-5} \text{ eV K}^{-1}$. On obtient après simplification de l'équation :

$$\lambda_{s,a} = W_{s,a}^{-0.28} \times 10^{(9.03 - \frac{0.27}{kT})} \quad (6.2)$$

La demi-vie biologique est définie comme étant la durée nécessaire pour que la moitié de la quantité du radionucléide accumulé par l'organisme soit éliminée par des processus purement biologiques (métabolisme, excrétion ...). En s'intéressant à la phase de l'élimination biologique, et en considérant $[R](t)$ et $[R]_0$ la concentration du radionucléide dans l'organisme au temps t et au temps initial respectivement, on obtient :

$$[R](t) = [R]_0 \exp(-\lambda t) \quad (6.3)$$

à $t = TB_{1/2}$ (temps de demi-vie biologique) on aura :

$$[R](TB_{1/2}) = [R]_0 \exp(-\lambda TB_{1/2}) \quad (6.4)$$

Et sachant que $[R](TB_{1/2}) = \frac{[R]_0}{2}$ (la moitié de la concentration initiale), on obtient alors :

$$\frac{1}{2} = \exp(-\lambda TB_{1/2}) \quad (6.5)$$

Cela donne après simplification :

$$TB_{1/2} = \frac{\ln(2)}{\lambda} \quad (6.6)$$

Les valeurs du taux d'élimination biologique ($\lambda_{s,a}$) calculées à partir de la relation de Doi et al. [2012], ainsi que les temps de demi-vie biologique ($TB_{1/2}$) correspondants, ont été représentées sur la figure 6.1 en fonction du poids de l'organisme et de la température de l'eau. Elles varient entre environ 0.001 et 0.01 j^{-1} , et semblent donc être du même ordre de grandeur que les valeurs citées auparavant.

6.3.3 L'efficacité d'assimilation

Les données disponibles sur l'efficacité d'assimilation du radiocésium contenu dans la nourriture par les poissons varient entre 0.4 et 0.96 en fonction des espèces et de leurs milieux de vie. [Hewett and Jefferies \[1978\]](#) ont estimé une efficacité d'assimilation de l'ordre de 0.42 pour le carrelet (*Pleuronectes platessa*) et de 0.67 pour la truite brune (*Salmo trutta*). [Cocchio et al. \[1995\]](#) ont mesuré chez la truite arc-en-ciel (*Onchorhynchus mykiss*) une efficacité d'assimilation de l'ordre de 0.65. [Rowan and Rasmussen \[1996\]](#) ont mesuré chez certains poissons d'eau douce des efficacités d'assimilation variant entre 0.6 et 0.7. Les valeurs estimées par [Mathews et al. \[2008\]](#) varient entre 0.63 et 0.74. Les valeurs de l'efficacité d'assimilation les plus élevées ont été reportées par [Zhao et al. \[2001\]](#) qui ont estimé pour leurs poissons marins piscivores des valeurs comprises entre 0.78 et 0.96.

En l'absence de toute relation entre l'efficacité d'assimilation et la taille de l'organisme (ou son poids) ou avec les facteurs environnementaux (température, salinité ...), nous avons utilisé dans cette étude une valeur constante de AE égale à 0.7 pour toutes les espèces. Elle correspond à la moyenne des valeurs minimale et maximale de l'intervalle de variation de ce paramètre [0.4 - 0.96].

6.4 Conclusion

Nous avons développé un modèle radioécologique générique et dynamique permettant d'estimer les concentrations des radionucléides dans les organismes marins nectonique. L'équation de ce modèle est basée sur un bilan simple des processus d'accumulation et d'élimination du radionucléide par l'organisme, en prenant en compte les deux voies d'accumulation relatives à l'eau et la nourriture, et les deux voies d'élimination liées à la biologie de l'espèce et aux caractéristiques physiques du radionucléide. L'originalité de ce modèle réside dans le fait qu'il soit structuré en taille, et qu'il représente de façon explicite les différentes cohortes liées à l'espèce. Autrement dit, chaque espèce est composée d'un ensemble de cohortes dont les différences sont uniquement liées à la taille. La paramétrisation du modèle est essentiellement basée sur les données de la littérature, avec des paramètres généralement constants à l'exception du terme lié à l'accumulation via la voie trophique, et du paramètre de l'élimination biologique du radionucléide par l'organisme, et qui a été lié à une équation allométrique permettant, ainsi, de l'exprimer en fonction de la taille corporelle de l'organisme et de la température de l'eau. Finalement, il s'agit de proposer une approche permettant d'estimer la quantité de radionucléide accumulée via la voie trophique, qui devrait dépendre de la quantité de matière consommée par l'organisme et de sa composition en termes des différentes proies potentielles.

Chapitre 7

Estimation de la quantité de matière consommée et du régime alimentaire des espèces

7.1 Introduction

Comme tous les hétérotrophes, les poissons marins ont besoin de manger pour survivre et grandir. La quantification de la matière consommée constitue un élément majeur à prendre en compte dans l'étude du fonctionnement et de l'écologie des organismes et de leur rôle dans l'écosystème ([Trudel et al. \[2000\]](#) ; [Bethke and Bernreuther \[2010\]](#) ; [Ferriss and Essington \[2014\]](#)). Pour estimer la ration de nourriture consommée par les poissons, certaines méthodes telles que l'analyse du contenu stomacal et l'observation directe en captivité des poissons dans des petits bassins à l'aide de caméras, sont généralement utilisées. D'autres approches utilisant des modèles bioénergétiques sont, quant à elles, de plus en plus utilisées par les scientifiques. Un autre élément central en écologie moderne est l'étude des relations trophiques et des interactions entre les différents individus de l'écosystème, car cela permet de répondre à la question "qui mange quoi" et de définir ainsi le rôle fonctionnel de chaque individu et sa position dans le réseau trophique. Ces éléments sont aussi très importants en radioécologie puisqu'ils permettent de traquer les chemins de migration des contaminants radioactifs le long de la chaîne trophique et de quantifier les flux échangés à chacun de ses niveaux.

Dans le chapitre précédent, le modèle radioécologique structuré en taille qui permet d'estimer la concentration en radionucléides des organismes marins nectoniques a été présenté, avec une description détaillée et une justification du choix effectué sur les paramètres radioécologiques. Ce chapitre vise à étudier le processus de contamination radioactive des espèces via la voie trophique. Dans cette démarche, il s'agit tout d'abord d'estimer la quantité de matière potentiellement consommée par un organisme donné, et de déterminer ensuite son régime alimentaire, c'est-à-dire la proportion relative de chacune des proies dans la quantité totale de nourriture consommée. Pour estimer la ration journalière de nourriture consommée par le poisson, nous présentons une méthode simple dérivée d'un bilan bioénergétique du poisson en milieu naturel. Cette méthode nécessite la connaissance préalable du taux de croissance du poisson, de son poids et de ses pertes quotidiennes en énergie dues à son métabolisme.

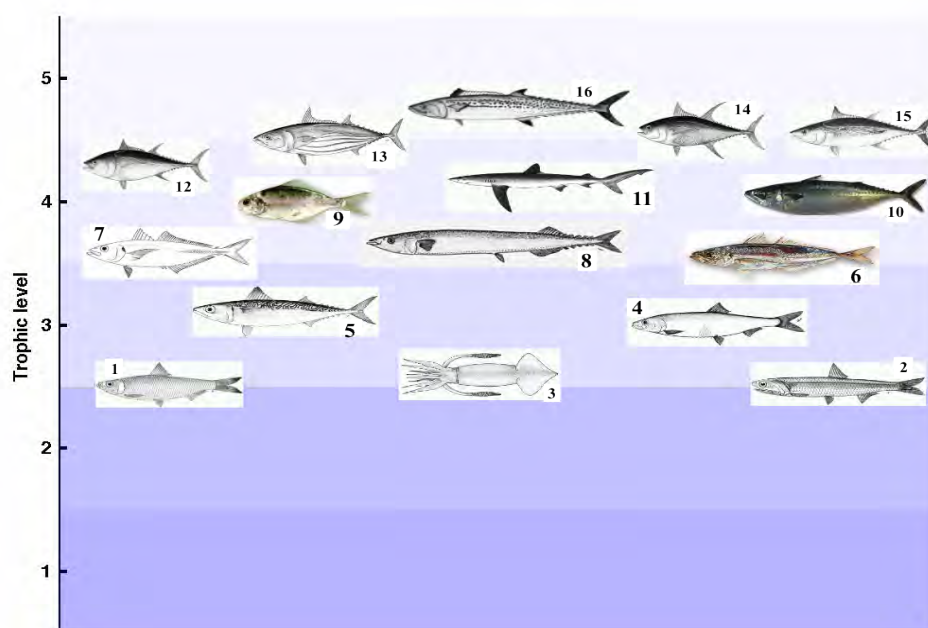


FIGURE 7.1 – L'ensemble des espèces prises en compte dans cette étude et leur position trophique. Ces espèces constituent une large partie de la communauté pélagique des hauts niveaux trophiques du Pacifique Nord-ouest. (1) Japanese sardine, (2) Japanese anchovy, (3) Japanese common squid, (4) Pacific herring, (5) Chub Mackerel, (6) Japanese jack Mackerel, (7) Japanese Mackerel scad, (8) Pacific saury, (9) Pacific rudderfish, (10) Spotted mackerel, (11) Blue shark, (12) Pacific bluefin tuna, (13) Skipjack tuna, (14) Yellowfin tuna, (15) Albacore, (16) Japanese spanish mackerel.

7.2 Les espèces clés constituant la communauté pélagique de l'écosystème du Pacifique Nord-Ouest

L'ensemble des espèces choisies pour représenter la communauté des hauts niveaux trophiques est essentiellement composé par les organismes qui dominent l'écosystème pélagique du Pacifique Nord-Ouest et dont les intérêts commerciaux et économiques sont importants. Ces espèces sont souvent observées dans cette région mais leur abondance varie d'un site à un autre en fonction de la position géographique du site et de ses caractéristiques environnementales et morphologiques (température, production primaire, profondeur maximale, la distance par rapport à la côte, etc). Les espèces représentées sont au nombre de 16 (figure 7.1) dont une espèce de céphalopodes représenté par le calmar japonais commun *Todarodes pacificus*, et 15 espèces de poissons : la sardine (*Sardinops melanostictus*), l'anchois (*Engraulis japonicus*), le hareng (*Clupea pallasii*), le chinchard (*Trachurus japonicus*), les 4 espèces de maquereau (*Scomber japonicus*, *Decapterus macarellus*, *Scomber australis* et *Scomberomorus niphonius*), le balaou (*Cololabis saira*), le stromaté (*Psenopsis anomala*), les 4 espèces de thon (*Katsuwonus pelamis*, *Thunnus albacares*, *Thunnus alalunga* et *Thunnus orientalis*) et le requin bleu (*Prionace glauca*). La nomenclature scientifique de ces espèces ainsi que leur équivalence en anglais et en français sont résumées dans le Tableau 7.1

TABLE 7.1 – Les noms scientifiques ainsi que leurs équivalences en français et en anglais pour les 16 espèces prises en compte dans cette étude

Nom scientifique	Nom anglais	Nom français
<i>Sardinops melanostictus</i>	Japanese sardine	Sardine
<i>Engraulis japonicus</i>	Japanese anchovy	Anchois
<i>Todarodes pacificus</i>	Japanese common squid	calmar japonais
<i>Clupea pallasii</i>	Pacific herring	Hareng pacifique
<i>Scomber japonicus</i>	Chub mackerel	Maquereau blanc
<i>Trachurus japonicus</i>	Jack mackerel	Chinchard
<i>Decapterus macarellus</i>	Mackerel scad	Comète maquereau
<i>Cololabis Saira</i>	Pacific saury	Balaou
<i>Psenopsis anomala</i>	Rudderfish	Stromaté du Japon
<i>Scomber australisicus</i>	Spotted mackerel	Maquereau commun
<i>Prionace glauca</i>	Blue shark	Requin bleu
<i>Thunnus orientalis</i>	Bluefin tuna	Thon rouge du Pacifique
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Skipjack tuna	Bonite
<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin tuna	Thon à nageoires jaunes
<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore	Thon albacore
<i>Scomberomorus niphonius</i>	Japanese spanish mackerel	Maquereau espagnol

TABLE 7.2 – Valeurs numériques des paramètres utilisés dans l'équation 7.1 pour l'estimation du nombre de cohortes et la saison de reproduction

Espèce	$LS(\text{année})$	$RF(\text{année}^{-1})$	SD
<i>S. melanostictus</i>	8.3	2	4
<i>E. japonicus</i>	3	2	2
<i>T. pacificus</i>	2	3	1
<i>C. pallasii</i>	5.9	1	3
<i>S. japonicus</i>	6	2	4
<i>T. japonicus</i>	7.4	2	4
<i>D. macarellus</i>	3.6	2	4
<i>C. Saira</i>	7.5	2	1
<i>P. anomala</i>	6	2	3
<i>S. australisicus</i>	10	2	4
<i>P. glauca</i>	15	1	3
<i>T. orientalis</i>	15	1	3
<i>K. pelamis</i>	4.5	2	4
<i>T. albacares</i>	7.8	1	5
<i>T. alalunga</i>	10	1	5
<i>S. niphonius</i>	3.3	2	3

7.3 Le nombre de cohortes liées à chaque espèce

Par définition, une cohorte est constituée de l'ensemble des individus nés à l'issue d'une même saison de reproduction, une année donnée (Laurec and Le guen [1981]). Chaque individu appartient donc à la cohorte de son année de naissance. Pour mieux représenter l'écosystème marin et les différentes interactions trophiques entre les individus, chaque espèce considérée dans cette étude est représentée par un ensemble de cohortes, dont le nombre (N_{coh}) est fonction de la durée de vie de l'espèce (LS) et de la fréquence annuelle de reproduction (RF) :

$$N_{coh} = \lfloor LS \times RF \rfloor \quad (7.1)$$

Les valeurs liées à ces deux paramètres, ainsi que le premier mois de reproduction (SD) de chacune des espèces sont résumées dans le Tableau 7.2. Si par exemple $SD = 2$ et $RF = 3$, cela signifie que l'espèce se reproduit 3 fois par an et que le premier mois de reproduction correspond au mois de Février. Les deuxième et troisième reproductions auront alors lieu les mois de juin et octobre respectivement.

7.4 Estimation de la quantité de matière consommée

Dans un contexte bioénergétique, l'énergie (ou la matière) consommée par un organisme est d'abord utilisée dans des processus liés au catabolisme (maintenance et métabolisme), ensuite une partie sera rejetée sous forme de déchets liquides et particuliers (excrétion, égestion), et le reste sera stocké par

l'organisme et servira dans les processus de croissance et de développement des organes. Un modèle bio-énergétique est une équation simple qui représente tous ces processus sous forme d'un bilan énergétique dans lequel les processus de gain d'énergie sont équilibrés par les processus de perte ($gains = pertes$). Chez les organismes marins, les gains d'énergie sont essentiellement liés au processus de consommation de la nourriture, alors que les pertes sont généralement dues aux processus du métabolisme (respiration et l'action dynamique spécifique), des rejets et de la croissance. Ce qui donne :

$$C = M + SDA + R + G \quad (7.2)$$

Avec :

C la ration de matière consommée (en $g\ j^{-1}$)

M le métabolisme (ou respiration) de l'organisme (en $g\ j^{-1}$), qui comprend l'ensemble des pertes liées à la respiration, et à l'activité

SDA est l'action dynamique spécifique, qui correspond à l'énergie dégagée par l'organisme suite à la digestion des aliments

R représente l'ensemble des rejets corporels (en $g\ j^{-1}$), il comprend à la fois les processus d'excrétion et d'égestion

G est le taux de croissance de l'organisme (en $g\ j^{-1}$)

Les rejets corporels de l'organisme peuvent être liquides (excrétion) F ou solides (égestion) E . La quantité totale des rejets est donc représentée par la somme des deux catégories :

$$R = F + E \quad (7.3)$$

Les paramètres E , F et SDA sont considérés comme des proportions constantes de la consommation (Kitchell et al. [1977]), ce qui donne :

$$E = \alpha \times C \quad (7.4)$$

$$F = \beta \times (C - E) \quad (7.5)$$

$$SDA = \gamma \times (C - E) \quad (7.6)$$

avec α , β et γ des constantes comprises entre 0 et 1. On obtient alors après l'addition de R et SDA :

$$R + SDA = \eta \times C \quad (7.7)$$

Avec

$$\eta = \gamma + \beta + (1 - \beta - \gamma)\alpha \quad (7.8)$$

Avec ces simplifications, la ration de nourriture consommée par l'organisme sera donc déterminée à

partir de l'équation suivante :

$$C = \frac{M + G}{1 - \eta} \quad (7.9)$$

Les valeurs numériques des paramètres α , β et γ utilisées dans cette étude sont extraites de la littérature, et correspondent respectivement à : 0.15, 0.1 et 0.175 pour tous les organismes (ITO et al. [2004] ; Megrey et al. [2007]) à l'exception du calmar japonais et du requin bleu pour lesquels on a utilisé les valeurs : [0.08, 0.05, 0.175] (Kishi et al. [2009]) et [0.2, 0.07, 0.1] (Dowd et al. [2006]) respectivement. Les paramètres de croissance (G), et du métabolisme (M) figurant dans l'équation (7.8) varient en fonction des espèces et des cohortes. Les méthodes utilisées pour l'estimation de ces deux paramètres sont détaillées dans les paragraphes ci-dessous.

7.4.1 La croissance (G)

La croissance est par définition l'augmentation, avec le temps, du poids d'un organisme. Le taux de croissance G représenté dans le modèle reflète la variation dans le temps du poids de l'organisme, et peut alors être calculé pour chaque pas de temps à partir de l'équation suivante :

$$G_{s,a} = \frac{\Delta W_{s,a}}{\Delta t} = \frac{W_{s,a}(t + \Delta t) - W_{s,a}(t)}{\Delta t} \quad (7.10)$$

Avec $W_{s,a}$ le poids du poisson appartenant à la cohorte a de l'espèce s , t et Δt sont respectivement le temps et le pas de temps exprimés en jours.

Le poids du poisson est lui-même calculé à partir de sa longueur (L) en utilisant la relation exponentielle "longueur-poids" (Le Cren [1951]) suivante :

$$W_{s,a}(t) = q_s \times L_{s,a}(t)^{b_s} \quad (7.11)$$

avec $L_{s,a}$ (cm) la longueur de l'individu, q_s (en $g\ cm^{-b_s}$) et b_s sont des coefficients caractéristiques de l'espèce et de son milieu de vie.

L'exposant b_s varie entre 2 et 4 selon les espèces mais il est souvent proche de 3 avec 90 % de valeurs disponibles comprises entre 2.7 et 3.4 (Froese [2006]). Il exprime la forme relative du corps du poisson. Lorsqu'il est égal à 3, la croissance est dite isométrique (ou symétrique) c'est à dire que les petits individus auront la même forme et la même condition que les gros. Lorsqu'il s'en éloigne ou du moins est différent de 3, la croissance est allométrique. Un coefficient b_s supérieur à 3 indique une meilleure croissance en poids qu'en longueur et inversement (Ricker [1975]). Le paramètre q s'appelle le facteur (ou coefficient) de condition et correspond au rapport entre le poids du poisson et sa longueur exposant b_s .

La taille des organismes

L'équation de Von Bertalanffy (Von bertalanffy [1938]) couramment utilisée par les ichthyologues pour représenter l'évolution de la taille d'un poisson en fonction de son âge, conformément à ce qui est observé dans la nature, a été utilisée dans cette étude. Cette équation est devenue l'un des piliers de la modélisation des poissons de par son utilisation aujourd'hui dans la majorité des modèles complexes décrivant la dynamique des populations de poissons comme par exemple ECOPATH with ECOSIM (Pauly

TABLE 7.3 – Valeurs numériques des paramètres de croissance de Von Bertalanffy et des paramètres de la relation "Longueur-Poids" pour les différentes espèces étudiées. Ces paramètres sont extraits de la base de donnée "Fishbase"

Espèce	$L_{\infty}(cm)$	$K(yr^{-1})$	$t_0(yr)$	$q(g\ cm^{-b})$	b
<i>S. melanostictus</i>	25	0.34	0.51	0.0093	3.06
<i>E. japonicus</i>	20.6	0.94	0.19	0.0047	3.12
<i>C. pallasii</i>	27	0.48	0.35	0.0087	3.04
<i>S. japonicus</i>	33	0.47	0.34	0.0044	3.26
<i>T. japonicus</i>	44.5	0.38	0.39	0.0101	3
<i>D. macarellus</i>	45.5	0.8	0.18	0.0087	3.14
<i>C. Saira</i>	36.7	0.38	0.41	0.0023	3.18
<i>P. anomala</i>	28	0.54	0.31	0.01995	3.01
<i>S. australisicus</i>	44.1	0.24	0.63	0.0055	3.22
<i>P. glauca</i>	369	0.1	0.87	0.0046	3.24
<i>T. orientalis</i>	320	0.1	0.87	0.0166	3
<i>K. pelamis</i>	79	0.64	0.19	0.0074	3.26
<i>T. albacares</i>	192	0.37	0.27	0.0224	2.94
<i>T. alalunga</i>	159	0.13	0.83	0.0257	2.74
<i>S. nipponius</i>	80	0.91	0.13	0.00778	3

et al. [2000]), OSMOSE (Shin [2000]) etc.

L'équation de Von Bertalanffy s'exprime par la relation :

$$L_{s,a}(t) = L_{\infty s} \times (1 - \exp(-K_s \times (t - t_{0s}))) \quad (7.12)$$

avec :

$L_{\infty s}$ la taille asymptotique de l'espèce s . Elle correspond à la longueur moyenne que le poisson atteindrait s'il avait grandi jusqu'à un âge très avancé (jusqu'à un âge infini)

K_s est le coefficient de croissance

t_{0s} est l'âge que le poisson aurait eu à la taille zéro s'il avait toujours grandi selon le modèle défini par l'équation (t_0 a en général une valeur négative)

Tous les paramètres biologiques utilisés dans cette équation ainsi que ceux utilisés dans la relation "Longueur-Poids" décrite auparavant sont issus de la base de donnée "Fishbase 2014" (Froesea and Paulyb [2015]) (<http://fishbase.org/>). Les valeurs numériques de ces paramètres sont reportées dans le tableau 7.3

Dans le cas du calmar japonais *Todarodes pacificus*, pour lequel la courbe de croissance ne suit pas le modèle de Von Bertalanffy, une calibration a été effectuée sur des données d'observations, et un modèle

TABLE 7.4 – Valeurs numériques des paramètres liés au calmar japonais *Todarodes pacificus* obtenues par la calibration

Paramètre	Description	Valeur numérique
$L_{\infty sq,a}(cm)$	La taille théorique maximale atteinte par le calmar	27
$L_{0sq,a}(cm)$	La taille minimale du calmar	0.2
$K_{sq,a}$	coefficient de croissance	0.0276
q_{sq}	facteur de condition	0.019
b_{sq}	exposant de la relation Longueur-Poids	3

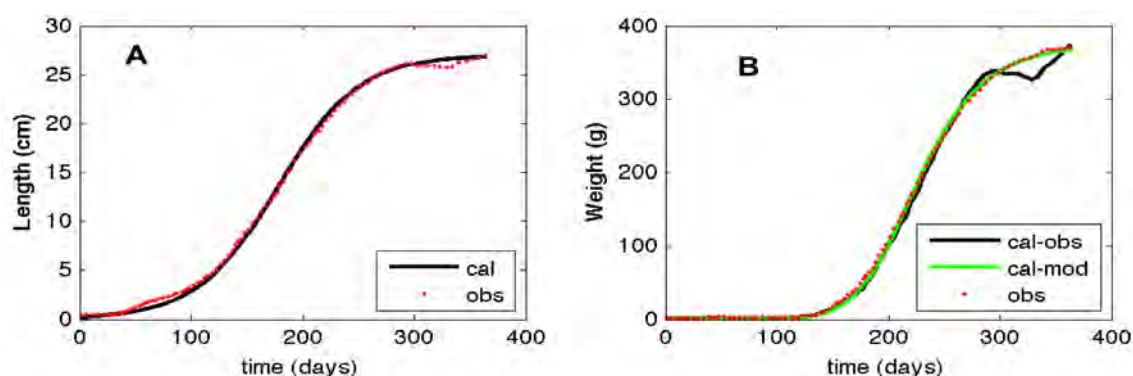


FIGURE 7.2 – Résultats de la calibration du modèle de croissance du calmar japonais (A) et de sa relation Longueur-Poids (B). Pour (A) la courbe noire représente la croissance en longueur du calmar calculée à partir des paramètres calibrés. La figure (B) représente la croissance en poids du calmar calculée à partir des paramètres calibrés de la relation "Longueur-Poids" et des données d'observation de la longueur (noire), de la courbe de taille calibrée (vert). Les points rouges représentent les données d'observation

de croissance relatif à cette espèce a été établi comme suit :

$$L_{sq,a}(t) = \frac{L_{\infty sq,a} \times L_{0sq,a}}{L_{0sq,a} + \exp(-K_{sq} t) \times (L_{\infty sq,a} - L_{0sq,a})} \quad (7.13)$$

Avec $L_{\infty sq}$, L_{0sq} et K_{sq} les paramètres estimés à partir de cette calibration. Les paramètres liés à la relation "Longueur-poids" présentée dans l'équation 7.11 ne sont pas disponibles dans la littérature pour cette espèce, leur estimation par calibration s'est avérée nécessaire. Les valeurs issues de ces deux calibrations sont résumées dans le tableau 7.4, et les courbes obtenues sont représentées sur la figure 7.2

7.4.2 Le métabolisme des espèces (M)

Le métabolisme est un processus physiologique qui reflète les dépenses énergétiques d'un organisme vivant. Il est généralement mesuré en termes de quantité d'oxygène consommée. Les pertes d'énergie liées au métabolisme représentent généralement la majeure partie du budget énergétique du poisson. Elles peuvent être réparties en 2 catégories : les pertes minimales nécessaires pour maintenir le fonctionnement ordinaire du corps et des organes (métabolisme standard), et celles associées à l'activité du poisson (déplacement). Cette répartition reste essentiellement théorique étant donné que la séparation des deux catégories s'avère très complexe à réaliser expérimentalement. Le métabolisme chez les poissons est généralement influencé par la température de l'eau, le poids du poisson, et l'activité liée aux

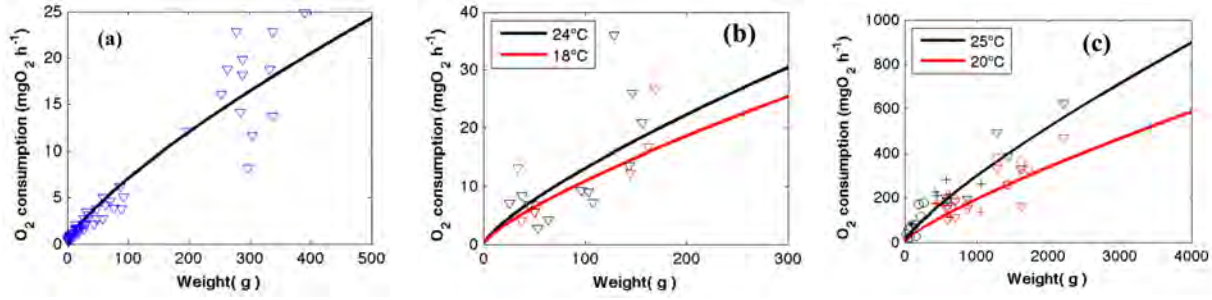


FIGURE 7.3 – Évolution du métabolisme standard avec le poids de l'organisme. Les courbes continues représentent les résultats du modèle alors que les points et symboles représentent les données d'observation pour : (a) Le chinchard, (b) Les maquereaux et (c) Les thons. Les données d'observation représentées dans les figures correspondent aux espèces : (a) *Trachurus trachurus* à 13° C (Herrmann and Enders [2000]) ; (b) *Scomber japonicus* à 18° C (Dickson et al. [2002]) et à 24° C (Sepulveda and Dickson [2000]) ; (c) le symbole "o" est pour *Euthynnus affinis* (Sepulveda and Dickson [2000]) , "+" pour *Katsuwonus pelamis* (Brill [1987]) , "▽" pour *Thunnus albacares* (Brill [1987])

déplacements. Le métabolisme total des espèces peut donc être représenté par l'équation suivante :

$$M = SMR \times M_A \times f(T^0) \quad (7.14)$$

avec SMR le métabolisme standard (en $g \text{ poisson } j^{-1}$) et M_A le métabolisme lié à l'activité, et $f(T^0)$ la fonction qui exprime l'effet de température sur le métabolisme.

Le métabolisme standard et l'effet de la température

Le métabolisme standard est représenté par une simple relation allométrique impliquant le poids du poisson W :

$$SMR = a_m \times W^{b_m} \times conv \quad (7.15)$$

avec a_m et b_m des constantes, et $conv$ un paramètre de conversion.

La température de l'eau a, quant à elle, une influence majeure sur le métabolisme du poisson. La relation reliant la température de l'eau au métabolisme a été formulée de façon différente entre les espèces du poisson et le calmar Japonais. Pour les poissons, la relation est donnée par l'équation exponentielle suivante utilisée dans le modèle bioénergétique NEMURO.FISH (Megrey et al. [2007]) :

$$f(T^o) = \exp(c_m \times T) \quad (7.16)$$

avec $c_m = \frac{\ln Q_{10}}{10}$ et T la température de l'eau en ($^{\circ}C$). Pour le calmar, la relation utilisée correspond à celle qui a été proposée par Kishi et al. [2009] :

$$f(T^o) = c_m^T \quad (7.17)$$

Dans ce modèle, le métabolisme est calculé en unité de $mgO_2 h^{-1}$, le paramètre *conv* sert alors à convertir cette unité en $g poisson j^{-1}$, ce qui donne :

$$conv = \frac{434 \text{ Joule}}{32 mgO_2} \times \frac{1}{CAL_f} \times \frac{24 h}{1 j} \quad (7.18)$$

CAL_f (en $joule g poisson^{-1}$) est la densité énergétique du poisson ou du calmar. Les valeurs de CAL_f correspondant aux poissons, aux céphalopodes et au plancton utilisées dans cette étude sont respectivement : 5500 (Ferriss and Essington [2014]), 3900 (Ferriss and Essington [2014]), et 3800 (Megrey et al. [2007]).

L'effet de l'activité

Le métabolisme lié à l'activité (M_A) représenté dans le modèle est fonction de la vitesse de déplacement du poisson, qui est elle-même, dépendante de la longueur de son corps. La formule utilisée pour calculer ce type de métabolisme est souvent exprimée sous la forme exponentielle suivante :

$$M_A = exp(d_m \times U) \quad (7.19)$$

avec d_m ($s m^{-1}$) une constante, et U ($m s^{-1}$) la vitesse de déplacement du poisson qui est proportionnelle à sa longueur : $U = \psi L$, où ψ (s^{-1}) est une constante.

7.5 La paramétrisation du métabolisme

Du fait de la difficulté de l'estimation expérimentale du métabolisme et les nombreuses erreurs qui y sont généralement associées, les paramètres du métabolisme sont généralement variables d'une étude à une autre en fonction de l'espèce étudiée et de la méthode expérimentale utilisée. Les paramètres utilisés dans ce travail ont été choisis sur la base des données disponibles dans la littérature. Quelques modifications ont été apportées sur certains paramètres comme nous allons le détailler dans les paragraphes ci-dessous.

L'effet de la température La valeur du paramètre c_m caractérisant l'effet de la température sur le métabolisme varie d'une espèce à une autre. Pour le requin bleu, on a utilisé la valeur de 0.1 qui correspond à un Q_{10} de 2.89 (Dowd et al. [2006]). Les valeurs de Q_{10} liées aux espèces de thon varient entre 1.5 et 3.2 (Brill [1987], Blank et al. [2007]). Dans cette étude, nous avons utilisé la moyenne de cette fourchette (2.35), qui correspond à $c_m = 0.085$. Dans le cas du calmar, nous avons utilisé $c_m = 1.12$ (Kishi et al. [2009]). Pour toutes les autres espèces, la valeur de c_m utilisée est de 0.03 (ITO et al. [2004]).

Les paramètres du métabolisme standard Pour certains poissons planctonivores comme la sardine, l'anchois et le balaou, les paramètres proposés dans le modèle NEMURO.FISH (ITO et al. [2004]; Megrey et al. [2007]) ont été utilisés. Cependant, l'unité du métabolisme standard utilisée dans le modèle NEMURO.FISH ($gO_2 gfish^{-1} j^{-1}$) ne correspond pas à celle utilisée dans cette étude ($mgO_2 h^{-1}$), ce qui suggère des corrections sur les paramètres a_m et b_m :

$$SMR(mgO_2 h^{-1}) = a_r \times W^{b_r}(gO_2 gfish^{-1} j-1) \times W(gfish) \times \frac{1000}{24} \quad (7.20)$$

avec a_r et b_r les paramètres du métabolisme standard utilisés dans le modèle NEMURO.FISH. Les valeurs des paramètres du métabolisme standard utilisés dans cette étude (a_m et b_m) sont alors déduits de ces paramètres comme suit :

$$\begin{aligned} b_m &= 1 + b_r \\ a_m &= \frac{a_r \times 1000}{24} \end{aligned} \quad (7.21)$$

Les valeurs de a_m et b_m utilisées dans cette étude sont alors égales à 0.1375 et 0.77 respectivement, déduites à partir de $a_r = 0.0033$ et $b_r = -0.227$ reportées dans certaines études utilisant le modèle NEMURO.FISH (ITO et al. [2004], Megrey et al. [2007], Okunishi et al. [2009]). Ces mêmes paramètres ont été utilisés, sans modification, dans le cas du chinchard (*Trachurus japonicus*), et les estimations du modèle semblent être en bon accord avec les observations (Figure 7.3 a). Les paramètres liés au métabolisme standard du calmar japonais ont été obtenus de la même façon en utilisant les valeurs $a_r = 0.000463$ et $b_r = 0$ reportées par Kishi et al. [2009].

Dans le cas du maquereau blanc *Scomber japonicus*, on a utilisé la même valeur de b_m que celle utilisée pour les poissons planctonivores (0.77). La valeur de a_m , par contre, a été déterminée par calibration en utilisant les données d'observation reportées par Dickson et al. [2002] et Sepulveda and Dickson [2000]. La valeur de a_m obtenue est de 0.1833, et les résultats de cette calibration sont illustrés sur la figure 7.3b. En l'absence de paramètres et de données liés aux deux autres espèces de maquereau, le maquereau comète (*Decapterus macarellus*) et le maquereau commun (*Scomber australisicus*), les paramètres obtenus pour le maquereau blanc ont été utilisés.

Les paramètres utilisés dans le cas du stromaté *Psenopsis anomala* sont obtenus à partir de la formule générale proposée par Clarke and Johnston [1999] pour le métabolisme des poissons téléostéens. La valeur de a_m reportée est de $0.0044 mmolO_2 h^{-1}$, elle a été convertie en $mgO_2 h^{-1}$ en la multipliant par 32, ce qui a permis d'obtenir $a_m = 0.1408$ qu'on a utilisé dans cette étude. C'est cette même valeur de a_m qu'on a utilisée pour les espèces de thon, avec une valeur de $b_m = 0.75$ calibrée en utilisant les données d'observation reportées pour certaines d'entre elles (Figure 7.3c).

Dans le cas du requin bleu *Prionace glauca*, en raison de l'absence de données liées à cette espèce, nous avons utilisé les paramètres disponibles pour l'espèce *Carcharhinus plumbeus* (requin gris), appartenant à la même famille, reportés par Dowd et al. [2006]. La relation proposée par Dowd et al. [2006] pour calculer le métabolisme standard de ce requin à une température de l'eau équivalente à $24^\circ C$ est la suivante :

$$SMR = 120 \times W^{0.788} \quad (7.22)$$

avec SMR en $mgO_2 h^{-1}$ et W en kg . Cette équation peut alors être réécrite comme suit : $SMR = \frac{120}{1000^{0.788}} \exp(c_m * 24) \times W^{0.788}$. Sachant que $c_m = 0.1$, on peut facilement déduire la valeur de a_m comme suit : $a_m = \frac{120 \exp(0.1 * 24)}{1000^{0.788}} = 0.05 mgO_2 h^{-1}$.

TABLE 7.5 – Valeurs numériques des paramètres utilisés dans l'estimation du métabolisme

Espèce	a_m	b_m	c_m	d_m	ψ	Référence
<i>S. melanostictus</i>	0.1375	0.77	0.03	0.03	1	Okunishi et al. [2009]
<i>E. japonicus</i>	0.1375	0.77	0.03	0.03	1	Megrey et al. [2007]
<i>T. pacificus</i>	0.0193	1.0	1.12	0.00972	1	Kishi et al. [2009]
<i>C. pallasii</i>	0.1375	0.77	0.03	0.03	1	Megrey et al. [2007]
<i>S. japonicus</i>	0.1833	0.77	0.03	0.03	1	
<i>T. japonicus</i>	0.1375	0.77	0.03	0.03	1	
<i>D. macarellus</i>	0.1833	0.77	0.03	0.03	1	
<i>C. saira</i>	0.1375	0.77	0.03	0.03	1	ITO et al. [2004]
<i>P. anomala</i>	0.1408	0.8	0.03	0.03	1	Clarke and Johnston [1999] ;
<i>S. australisicus</i>	0.1833	0.77	0.03	0.03	1	
<i>P. glauca</i>	0.08	0.79	0.1	0.016	0.5	Dowd et al. [2006] ; Carlson et al. [1999]
<i>T. orientalis</i>	0.1408	0.75	0.085	0.01	1	Brill [1987] ;Blank et al. [2007]
<i>K. pelamis</i>	0.1408	0.75	0.085	0.01	1	Brill [1987] ;Blank et al. [2007]
<i>T. albacares</i>	0.1408	0.75	0.085	0.01	1	Brill [1987] ;Blank et al. [2007]
<i>T. alalunga</i>	0.1408	0.75	0.085	0.01	1	Brill [1987] ;Blank et al. [2007]
<i>S. niphonius</i>	0.1833	0.77	0.03	0.02	1	

L'effet de l'activité Les paramètres liés au métabolisme actif des espèces sont d_m et ψ . Ces paramètres sont très rares dans la littérature, et ne sont disponibles que pour certaines espèces. Pour les petits pélagiques (sardine, anchois, hareng, balaou) on a utilisé $d_m = 0.03$ (ITO et al. [2004], Megrey et al. [2007], Okunishi et al. [2009]). Cette même valeur a été utilisée pour les espèces de maquereau et le stromaté. La valeur de 0.016 utilisé pour le requin bleu a été estimée à partir des résultats reportés par Dowd et al. [2006]. Les valeurs de ψ utilisé dans cette étude sont considérées égales à 1 pour toutes les espèces à l'exception du requin bleu pour lequel on a utilisé la valeur de 0.5 s^{-1} .

Les valeurs du métabolisme total (standard + actif) estimées en fonction de la température de l'eau et du poids de l'organisme sont représentées sur la figure 7.4 pour les 16 espèces étudiées.

7.6 Validation des estimations de la ration quotidienne

Les résultats de l'estimation des rations journalières de nourriture consommées par les différentes espèces, exprimées en proportion relative du poids de l'individu, sont représentés sur la figure 7.5. Pour chacune des espèces, la valeur représentée correspond à la moyenne des moyennes annuelles calculées pour les différentes cohortes. Ces valeurs varient généralement entre 2 et 9 %BW j^{-1} (BW = Body weight : poids de l'organisme) pour tous les poissons avec des variabilités plus ou moins fortes selon les

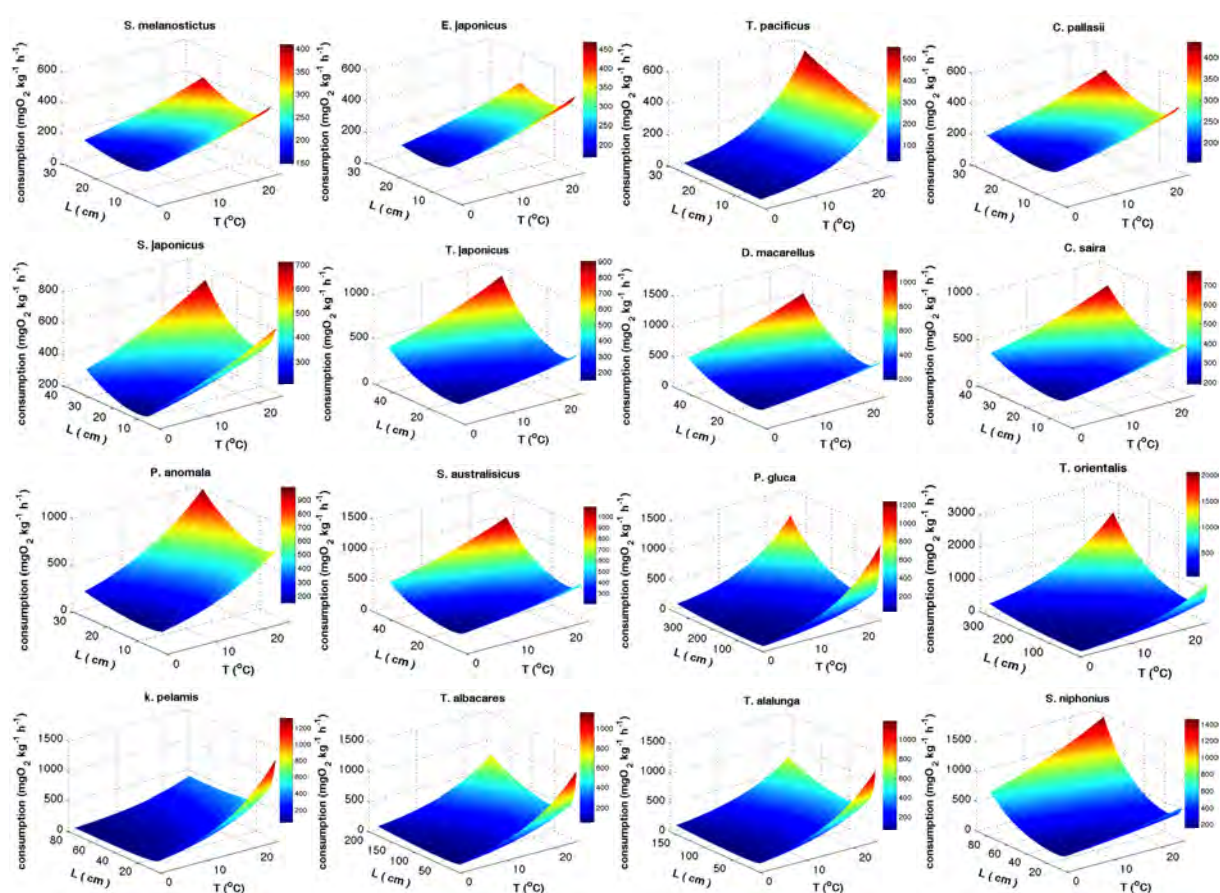


FIGURE 7.4 – Évolution du métabolisme total, en termes de quantité d'O₂ consommée par heure, estimé par le modèle pour les 16 espèces étudiées en fonction de la taille de l'organisme et de la température de l'eau

espèces.

Les valeurs moyennes estimées dans cette étude pour la sardine *Sardinops melanosticus* varient entre 3 et 4 %BW j^{-1} . Okunishi et al. [2009] ont estimé pour la même espèce et sur la base des données reportées par Noguchi et al. [1990], des rations journalières maximales d'environ 0.5 %BW j^{-1} pour les espèces âgées de 3 ans, 1.2 %BW j^{-1} pour les espèces âgées de 2 ans et 4.2 %BW j^{-1} pour les espèces de 1 an, alors que Nikolioudakis et al. [2011] ont estimé des valeurs comprises entre 2 et 3.67 %BW j^{-1} et entre 4.18 et 5.36 %BW j^{-1} pour des adultes et des juvéniles de la sardine de Méditerranée *Sardina pilchardus* respectivement. Les valeurs estimées par le modèle s'accordent donc parfaitement avec ces données d'observation.

Les valeurs de la ration journalière estimées pour l'anchois japonais *Engraulis japonicus* dans cette étude sont comprises entre 6 et 7 %BW j^{-1} selon les sites, ce qui donne une moyenne de 6.5 %BW j^{-1} . Cette valeur est proche de 6.8 %BW j^{-1} mentionnée par O'Connell and Zweifel [1972] pour cette espèce.

Dans cette étude, nous avons estimé pour le calmar japonais *Todarodes pacificus* des valeurs comprises entre 6.8 et 7.3 %BW j^{-1} en fonction des sites. La ration observée par Sakurai et al. [1993] est comprise entre 5 et 7 %BW j^{-1} . Les valeurs estimées à partir du modèle sont donc très proches des observations.

Dans le cas du balaou *Cololabis saira*, les valeurs estimées dans cette étude sont comprises entre 5.8 et 6.8 %BW j^{-1} selon les sites. Ces estimation s'accordent parfaitement avec la moyenne des observations reportées par Kurita and Sugisaki [2004], et qui sont comprises entre 4.6 et 7.2 %BW j^{-1} suivant la taille de l'espèce (moyenne = 5.9 %BW j^{-1}).

Les observations liées à la ration quotidienne du thon albacore à nageoire jaune *Thunnus albacares* varient entre 2 et 9 %BW j^{-1} . Dans cette étude, nous avons estimé des valeurs moyennes comprises entre 4 et 5.5 %BW j^{-1} selon les sites. Olson and Boggs [1986] ont estimé une ration de 3.9 %BW j^{-1} en analysant le contenu stomacal de l'espèce, 5.2 %BW j^{-1} en utilisant un modèle bioénergétique, et 6.7 %BW j^{-1} en utilisant une méthode basée sur un modèle de transfert d'un contaminant. Maldeniya [1996] a estimé à son tour des valeurs comprises entre 2.1 et 5.5 %BW j^{-1} en utilisant la méthode de l'analyse stomacale, alors que Young et al. [2010] ont estimé la valeur de 2.2 %BW j^{-1} en utilisant la même méthode. Sharp and Francis [1976] ont estimé une ration égale à 6 %BW j^{-1} en utilisant un modèle bioénergétique, alors que Ferriss and Essington [2014] ont trouvé des valeurs comprises entre 5.8 et 9 %BW j^{-1} en utilisant une analyse statistique couplée à une modélisation bioénergétique. Les valeurs estimées se situent dans la fourchette de ces différentes valeurs reportées dans la littérature.

Les valeurs estimées dans cette étude pour la bonite *Katsuwonus pelamis* varient entre 6.5 et 7.5 %BW j^{-1} selon les sites. Ces estimations sont situées à l'intérieur de la marge de variation des différentes valeurs reportées dans la littérature, comprises entre 2 et 8.6 %BW j^{-1} (Magnuson [1969], Ménard et al. [2000], Young et al. [2010], Ferriss and Essington [2014]).

Les valeurs estimées dans cette étude pour le maquereau commun sont comprises entre 5 et 5.5 %BW j^{-1} , et celles estimées pour le chinchard japonais (*Trachurus japonicus*) sont comprises entre 3.5 et 4 %BW j^{-1} . Ces valeurs semblent être en bon accord avec les observations reportées par Pillar and Barange [1998] pour le chinchard de l'Atlantique *Trachurus trachurus* (3.9 %BW j^{-1}), et O'Connell and Zweifel [1972] pour le maquereau commun *Scomber japonicus* (8 %BW j^{-1}).

De point de vue général, le modèle estime des rations journalières de nourriture semblables à celles observées sur le terrain pour la plupart des espèces étudiées.

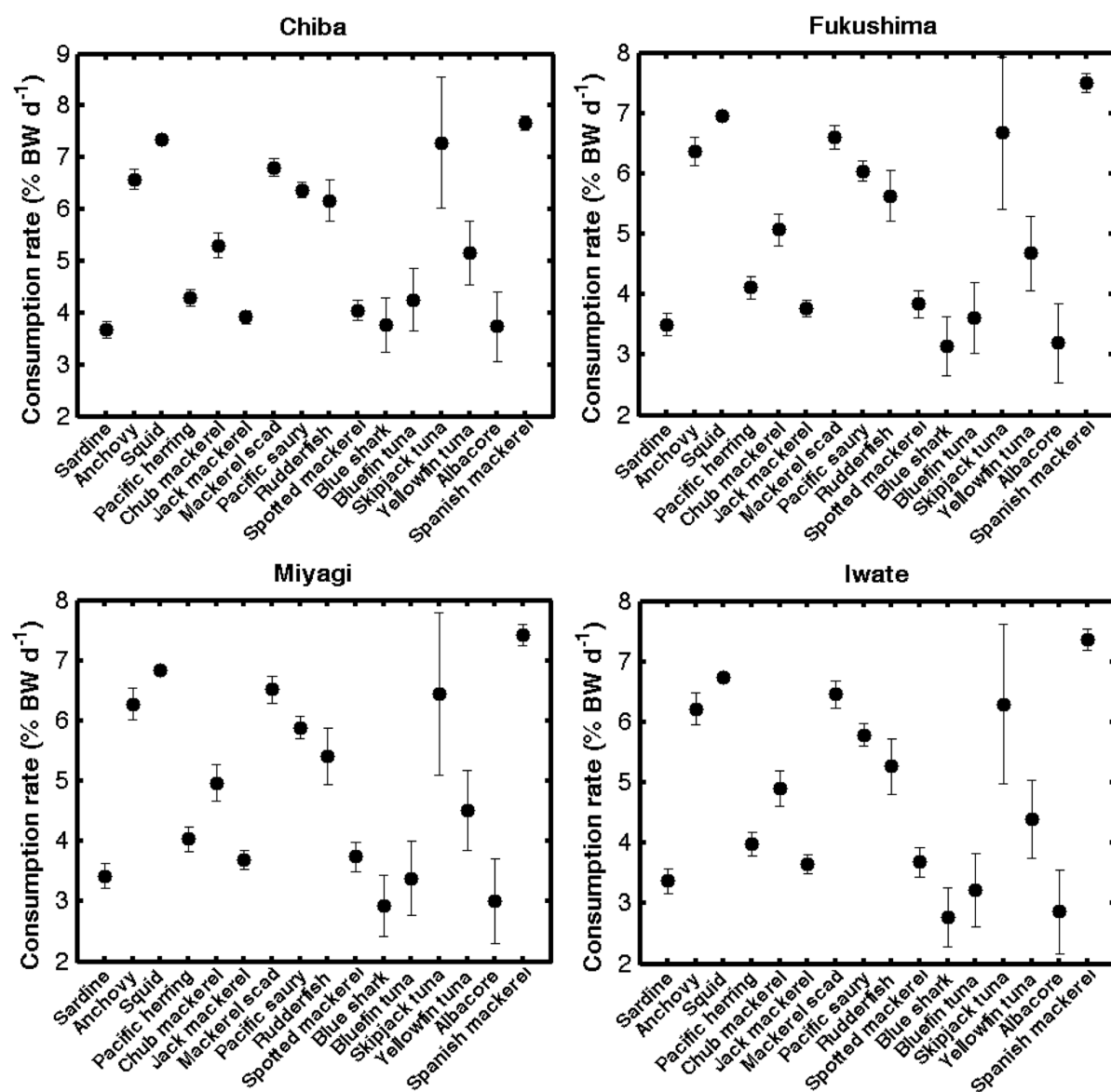


FIGURE 7.5 – Ration journalière de nourriture consommée par chaque poisson, estimée en proportion du poids total du poisson. Les différences spatiales sont considérées être uniquement liées à l'évolution annuelle de la température, Aucun effet lié à l'abondance ou à la disponibilité de la nourriture n'a été pris en compte. La délimitation géographiques des préfectures est décrite dans la section 8.2

7.7 Les relations trophiques et le régime alimentaire

Nous avons présenté dans les sections précédentes une approche simple permettant d'estimer la ration totale de nourriture potentiellement consommée par les différentes espèces marines étudiées. Dans la présente section, on va s'intéresser à la composition de cette matière consommée, c'est à dire à l'estimation des régimes alimentaires liés aux différentes espèces.

Dans des conditions d'accident nucléaire, le niveau de contamination des organismes est généralement très hétérogène, c'est à dire que certains organismes présentent des niveaux de contamination beaucoup plus élevés que d'autres. Le régime alimentaire a donc une influence prépondérante sur la détermination de la quantité de radionucléides ingérée par l'organisme. Traditionnellement, les modèles radioécologiques utilisent des régimes alimentaires constants, c'est-à-dire des proportions relatives constantes pour les différentes proies consommées (par exemple le régime alimentaire d'un organisme X est composé de : 25% de proie1, 30% de proie2, 25% de proie3, et 20% de proie4, et ce le long de sa durée de vie). Or, généralement, le régime alimentaire d'un organisme donné évolue progressivement dans le temps en parallèle avec son évolution morphologique et l'avancement de son âge. En radioécologie marine, des observations de terrain ont déjà mis en évidence la forte relation entre l'âge de l'organisme, son régime alimentaire, et son niveau de contamination ([Kasamatsu and Ishikawa \[1997\]](#), [Harmelin-Vivien et al. \[2012\]](#)).

L'une des originalités de l'approche de modélisation développée pendant cette thèse réside dans la méthode utilisée pour estimer ces régimes alimentaires et qui est essentiellement basée sur la taille de l'individu. Cette méthode qui sera décrite en détail dans cette section, permettra alors de prendre en compte dans le calcul du transfert de radionucléides aux organismes, la variation temporelle du régime alimentaire caractérisant certaines espèces.

Les relations trophiques font référence à toute relation alimentaire impliquant au moins deux êtres vivants (au moins un prédateur et une proie) appartenant au même écosystème. L'ensemble de ces relations alimentaires entre les différents organismes constitue un réseau trophique. Ce dernier est composé de différents niveaux (ou étages) qui caractérisent la position de chaque organisme dans ce réseau, et dont la base est toujours occupée par les producteurs primaires. Dans un réseau trophique complexe et diversifié, un organisme peut avoir plusieurs proies. Ses interactions trophiques avec ces dernières peuvent être régies soit par une sélection "préférentielle" c'est à dire que le prédateur sélectionne ses proies en fonction de leurs qualités en termes d'apports nutritionnels, ou bien par une sélection "opportuniste" où le prédateur adapte son régime alimentaire aux ressources immédiatement disponibles, et choisit ses proies uniquement en fonction de leurs abondances relatives et de leurs tailles.

En milieu marin, où l'opportunisme est souvent le plus fréquent, la taille du prédateur et celle de la proie jouent un rôle primordial dans la détermination et la caractérisation des différentes relations trophiques ([Lundvall et al. \[1999\]](#)). De ce fait, le processus de prédation est supposé être largement dépendant du rapport de taille entre le prédateur et la proie plutôt que de l'appartenance taxonomique de chacun d'entre eux ([Cury et al. \[2003\]](#)).

Dans cette étude le processus de prédation est considéré comme étant totalement opportuniste, et son déroulement dans le modèle se base essentiellement sur les hypothèses suivantes :

- Une co-occurrence spatio-temporelle : le prédateur et ses proies doivent se situer dans la même cellule au cours du même pas de temps pour qu'il y ait interaction trophique.
- Une adéquation de taille entre le prédateur et ses proies.
- L'abondance relative : lorsque plusieurs espèces proies ont la même taille (qui est adéquate avec celle du prédateur), la population la plus abondante sera la plus consommée par le prédateur.

En se basant sur ces hypothèses, la probabilité pour qu'un prédateur x puisse se nourrir de la proie y sera donc :

$$P_{y \rightarrow x} = RO_y \times \Phi(L_y, L_x) \times A_y(m_y) \quad (7.23)$$

Avec RO_y l'occurrence relative de la proie y c'est à dire sa probabilité de présence dans la cellule où se trouve le prédateur, $\Phi(L_y, L_x)$ la probabilité de sélection qui est dépendante du rapport de taille entre le prédateur et la proie, alors que $A_y(m_y)$ représente la proportion relative de l'abondance de la proie y , elle est dépendante de la mortalité naturelle associée la population de la proie y .

La proportion relative $Pr_{y \rightarrow x}$ de la proie y dans la nourriture du prédateur x sera donc calculée comme suit :

$$Pr_{y \rightarrow x} = \frac{P_{y \rightarrow x}}{\sum_{j=1}^N (P_{j \rightarrow x})} \quad (7.24)$$

Avec N le nombre total de proies disponibles dans la cellule où se trouve le prédateur x .

Nous allons, ci-après, exposer en détail les méthodes utilisées pour estimer les différents termes liés à l'équation 7.23.

7.7.1 L'occurrence relative (RO_y)

L'occurrence relative d'une espèce correspond à la probabilité de sa présence dans un endroit donné. Ce paramètre est généralement utilisé pour estimer la distribution spatiale des différentes espèces en fonction de certaines caractéristiques environnementales et morphologiques des sites. Dans ce travail, les probabilités d'occurrence des différentes espèces ont été estimées en utilisant l'approche "Aqua-Maps" (Kaschner et al. [2013]). Cette approche initialement développée pour étudier la distribution des mammifères marins, est actuellement applicable sur un très grand nombre de poissons marins (Jones et al. [2012]). Elle se base sur les préférences des espèces vis-à-vis de certaines caractéristiques physico-chimiques et biologiques des sites tels que la profondeur, la température de l'eau, la salinité, la production primaire, la distance par rapport à la côte et la présence ou non des glaciers. Ces différentes préférences liées à chacune des espèces sont regroupées dans ce qu'on appelle communément des "enveloppes environnementales".

L'enveloppe environnementale correspond à une "courbe de réponse" qui décrit les tolérances d'une espèce donnée vis-à-vis de chacun des facteurs environnementaux cités auparavant. Dans AquaMaps, cette courbe de réponse a une forme trapézoïdale (figure 7.6). Elle part du principe que la probabilité de présence d'une espèce dans un endroit donné est la plus élevée ($P = 1$) lorsque la valeur de la condition environnementale (par exemple : température ...) est comprise dans la marge de préférence pour l'espèce

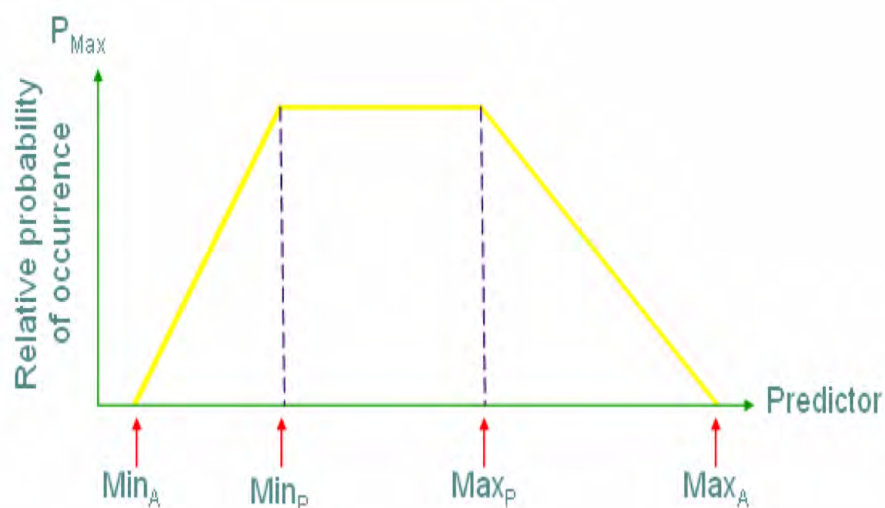


FIGURE 7.6 – La courbe trapézoïdale représentant l’enveloppe environnementale spécifique à chaque espèce. Elle montre les valeurs absolues maximale (Max_A) et minimale (Min_A) ainsi que les valeurs préférentielles minimale (Min_P) et maximale (Max_P). L’espèce possède une enveloppe pour chacun des paramètres environnementaux pris en compte dans le calcul de la probabilité d’occurrence (d’après [Kaschner et al. \[2013\]](#)).

en question (entre Min_P et Max_P). Lorsque la valeur de la condition environnementale se trouve en dehors de la marge de préférence, la probabilité d’occurrence est supposée être en décroissance linéaire jusqu’à atteindre le seuil absolu minimal ou maximal (Min_A ou Max_A). Au delà de ces seuils absolus, la probabilité d’occurrence devient nulle ($P = 0$).

Dans cette étude, les paramètres environnementaux utilisés pour calculer ces probabilités d’occurrence sont : la température, la salinité, la production primaire, la profondeur, et la distance par rapport à la côte. Ainsi, une enveloppe environnementale liée à chacun de ces paramètres a été attribuée à chacune des espèces considérées, signifiant ainsi que chaque espèce aura 5 enveloppes environnementales. Toutes les enveloppes environnementales utilisées ici proviennent du modèle AquaMaps et sont directement accessibles au téléchargement sur le site : <http://www.aquamaps.org/>.

A partir de ces enveloppes environnementales et en connaissant les valeurs moyennes des différents facteurs environnementaux à un endroit donné, il est alors possible de calculer pour chaque espèce la probabilité d’occurrence correspondant à chacun de ces facteurs. Le produit de ces probabilités déterminera alors la probabilité d’occurrence globale (RO_y) de l’espèce marine (y) dans la cellule en question. Cette occurrence relative sera donc calculée comme suit :

$$RO_y = P_{bathymetry_y} \times P_{temperature_y} \times P_{salinity_y} \times P_{PrimProd_y} \times P_{landdistance_y} \quad (7.25)$$

Cette équation signifie que si l’une des probabilités est nulle la probabilité d’occurrence totale liée à l’espèce deviendra nulle quelles que soient les probabilités liées aux autres paramètres. Autrement dit, si par exemple la température moyenne de l’eau dans un endroit donné est de $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ et que la valeur du seuil absolu minimal Min_A est de $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, la probabilité liée à la température $P_{temperature_y}$ sera donc égale à 0, et par conséquent la probabilité d’occurrence totale de l’espèce dans cet endroit sera nulle, même si toutes les autres probabilités sont égales à 1.

Les probabilités d'occurrence globales calculées pour chacune des espèces sont représentées sur la figure 7.7. Ces probabilités sont considérées constantes dans le temps, et elles ont été calculées en utilisant les moyennes annuelles de température, de salinité et de production primaire issues du modèle.

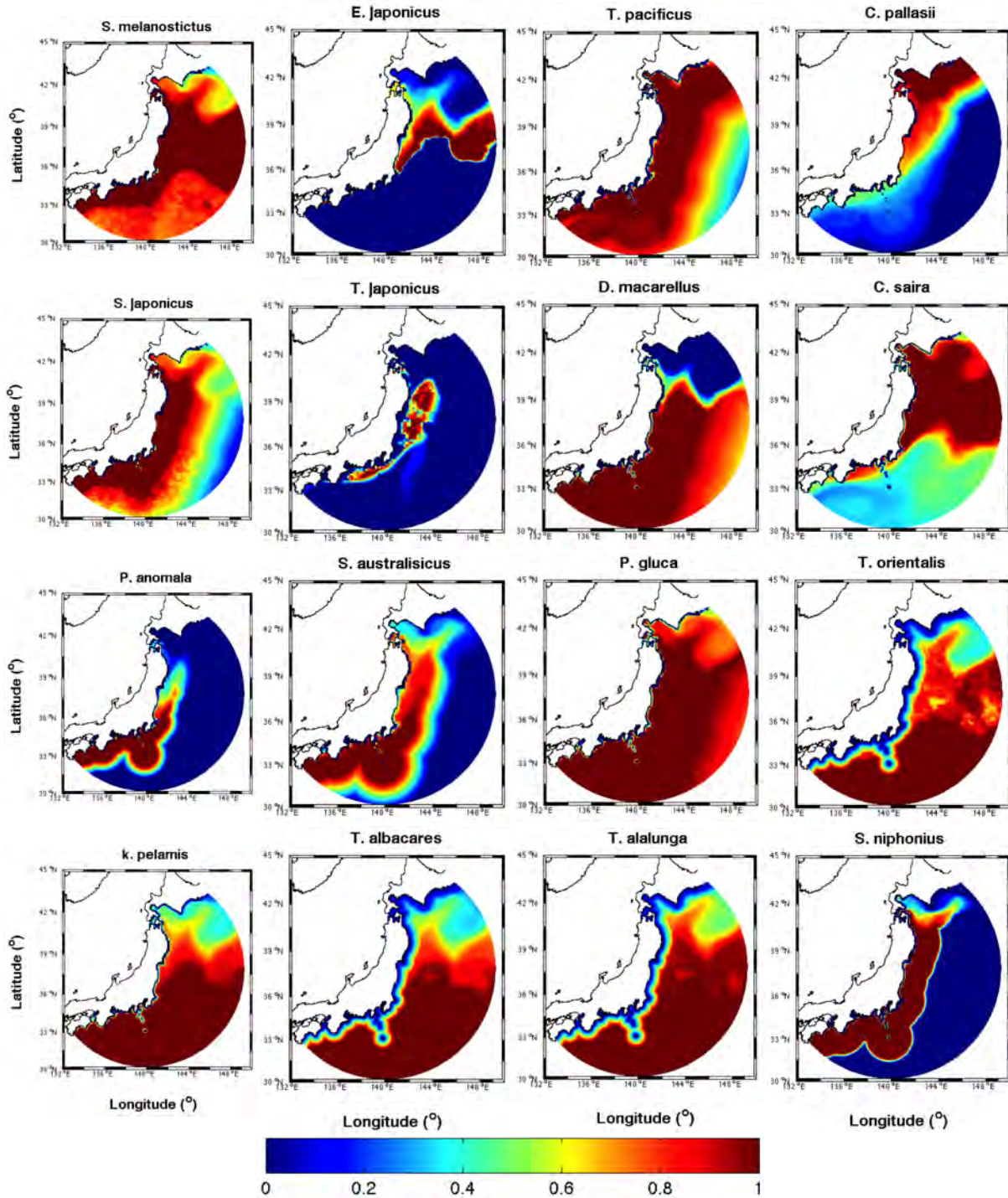


FIGURE 7.7 – L'occurrence relative totale calculée pour chacune des 16 espèces étudiées.

7.7.2 La sélection des proies ($\phi(L_y, L_x)$)

Dans cette démarche de prédation opportuniste, le processus de prédation est directement lié au rapport de taille entre le prédateur et la proie. La probabilité de sélection des proies par le prédateur en

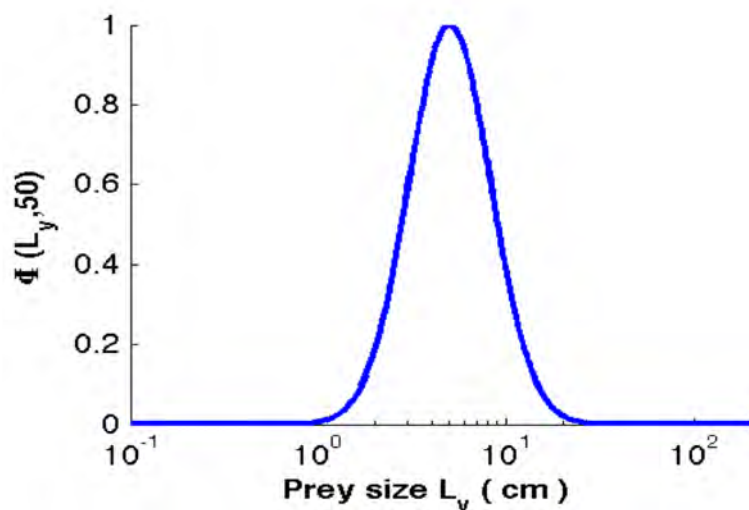


FIGURE 7.8 – La courbe représentant la probabilité de sélection d’une proie en fonction de sa taille par un prédateur de longueur $L = 50\text{cm}$. Avec $\beta = 10$ et $\sigma = 0.5$

fonction de leurs tailles respectives est supposée suivre une distribution proche d’une loi log-normale (Andersen and Beyer [2006]). La formule utilisée dans ce travail pour calculer cette probabilité de sélection correspond à celle proposée par Andersen and Beyer [2006] et qui est donnée par l’équation suivante :

$$\phi(L_y, L_x) = \exp\left(-\left(\frac{\ln(\beta \frac{L_y}{L_x})^2}{2\sigma^2}\right)\right) \quad (7.26)$$

L_y et L_x correspondent à la taille de la proie et du prédateur respectivement, β représente le rapport de taille prédateur/proie idéal pour le prédateur en termes de sélection de ses proies. Dans cette étude on a utilisé la valeur de 10 (Scharf et al. [2000]) signifiant que chaque prédateur se nourrit préférentiellement des proies ayant des tailles 10 fois moins importantes que la sienne.

σ détermine la largeur de la fonction de sélection qui correspond à 0.5 dans cette étude. Un exemple de l’évolution de la courbe de probabilité de sélection pour un prédateur de 50cm de taille en fonction de la taille de sa proie est représentée sur la Figure 7.8.

7.7.3 L’abondance des espèces

Les populations marines sont soumises à d’importantes fluctuations d’abondance et de structure. Ces fluctuations sont généralement liées à des processus de mortalité et de recrutement. On distingue une mortalité liée à l’effet de la pêche et une mortalité naturelle couvrant les processus liés à la prédation, aux infections et à la vieillesse. Contrairement à la mortalité, le recrutement est le processus qui permet d’introduire de nouveaux individus à la population. Il est fonction du nombre total d’œufs produits par les femelles, des taux de fécondation de celles-ci et de la mortalité larvaire. Étant donné la complexité des processus qui sont généralement associés à la phase larvaire (pré-recrutement) de la vie des poissons (dispersion, forte mortalité, ...), on s’intéressera dans cette étude aux individus qui ont dépassé ce stade et dont l’âge est supérieur ou égal à l’âge de recrutement (T_r). A partir de cet âge, les individus sont considérés comme étant indépendants, et ayant acquis des caractéristiques morphologiques leur permet-

tant d'assurer leurs déplacements et leur alimentation indépendamment des conditions hydrodynamiques de l'environnement dans lequel ils vivent.

Le nombre de survivants dans une population à partir de la phase de recrutement sera :

$$N(t) = N(T_r) \times \exp(-Z(t - T_r)) \quad (7.27)$$

Avec $N(t)$ le nombre de survivants au temps t qui est supérieur à l'âge de recrutement T_r , $N(T_r)$ le nombre de survivants recrutés, et Z le taux de mortalité totale pendant la période écoulée. Le but principal de ce travail n'est pas d'étudier la dynamique des populations de ces espèces, mais juste de définir un critère commun à toutes les populations qui nous permettra de comparer leurs abondances respectives. L'équation précédente pourra donc être simplifiée en se basant sur les deux hypothèses suivantes :

- Le nombre de nouvelles recrues est considéré égal pour toutes les populations d'espèces étudiées.
- L'effet de la pêche sur l'abondance de ces espèces est considéré négligeable. Par conséquent, la variabilité du taux de mortalité entre les espèces sera uniquement liée à la mortalité naturelle.

Le critère permettant de comparer l'abondance relative des différentes populations présentes dans l'écosystème pourra donc se résumer à la proportion de survivants par rapport au nombre d'individus recrutés, ce qui donne :

$$A(t) = \frac{N(t)}{N(T_r)} = \exp(-m(t - T_r)) \quad (7.28)$$

La valeur de $A(t)$ est alors comprise entre 0 et 1. m représente le taux de mortalité naturelle de la population (en j^{-1}), qui est estimée à partir de l'équation allométrique proposée par Pauly [1980] :

$$m_s = \exp(-0.0152) \times L_{\infty s}^{-0.279} \times K_s^{0.6543} \times T^{0.463} \times \frac{1}{365} \quad (7.29)$$

avec $L_{\infty s}$ et K_s les paramètres utilisés dans l'équation de Von Bertalanffy.

7.7.4 Détermination du régime alimentaire des espèces

Une bonne représentation des régimes alimentaires est une étape clé pour la validation des quantités de radionucléides transférés entre les espèces. Cependant, les données d'observation liées aux régimes alimentaires des différentes espèces considérées sont rares, ce qui rend difficile la validation des régimes simulés.

Les résultats de simulation de l'évolution du régime alimentaire des espèces étudiées avec l'âge de chacune d'entre elles sont représentés sur la Figure 7.9. Les proportions relatives liées aux différentes proies représentées sur cette figure sont calculées à partir de l'équation 7.24. Les régimes alimentaires simulés des petits pélagiques sardine et anchois sont en effet peu diversifiés et ne varient pas beaucoup au cours du temps. Elles se nourrissent essentiellement du zooplancton ($> 80\%$) et de larves de différents poissons ($< 20\%$). Cette similarité dans le régime alimentaire de ces deux espèces a déjà été reportée dans des études précédentes, montrant que ce régime est essentiellement composé du phytoplancton, du zooplancton, des œufs et des larves de certains poissons, et que le changement dans les habitudes alimentaires de ces espèces au cours des différents stades de la vie (larves,

juvéniles, adultes) est généralement négligeable (Takagi et al. [2009], Yamamoto and Katayama [2012], Yasue et al. [2013]).

Les résultats de la simulation montrent que le régime alimentaire du calmar (*Todarodes pacificus*) est composé de phytoplancton durant les 3 premiers mois, remplacé progressivement par le zooplancton pendant les 3 mois qui suivent. Au delà de 6 mois, les larves de poissons prennent de plus en plus de places dans le régime alimentaire de cette espèce. A partir de l'âge de 1 an, ce régime alimentaire devient stable avec 50% de zooplancton et 50% de larves de poissons dont la taille moyenne est comprise entre 2 et 4 cm. Ces estimations sont qualitativement proche de ce qui a été reporté par Okutani [1983] et ROPER et al. [1984] qui ont indiqué que la nourriture de cette espèce est essentiellement composée de zooplancton (euphausiacés, copépodes ...), des larves de poissons (sardine, anchois et autres petits poissons) et de calmars (cannibalisme).

Le régime alimentaire du hareng du Pacifique simulé dans cette étude est composé essentiellement du zooplancton (>90%) durant les premiers stades de la vie de l'espèce. La proportion de larves de poissons augmente progressivement dans ce régime en parallèle avec la croissance de l'espèce. Ces résultats s'accordent parfaitement avec les observations de Hart et al. [1973], qui ont montré la prédominance de copépodes, des oeufs d'invertébrés et de diatomées dans le régime alimentaire de cette espèce durant les premiers stades de sa vie, et l'apparition progressive de larves de mollusques, des rotifères et de larves de poissons en parallèle avec la métamorphose et la croissance de l'espèce.

Dans le cas des différentes espèces de maquereaux, la simulation montre un régime alimentaire composé essentiellement de zooplancton durant les premiers stade de vie de ces espèces (>90%), et qui sera ensuite progressivement remplacé par les larves de poissons puis par les petits poissons et le calmar. Collette and Nauen [1983] ont indiqué que les espèces de maquereau (*S. japonicus*, *S. australisicus* et *D. macarellus*) ont un régime alimentaire opportuniste et qui n'est soumis à aucune loi de sélectivité. Les adultes se nourrissent de zooplancton (copépodes et euphausiacés), des petits poissons pélagiques et de calmar, ce qui s'accorde qualitativement avec les résultats de notre modèle.

Le régime alimentaire des espèces de thon est généralement dominé par le micronecton (sardine, anchois, hareng, calmar, etc) (Collette and Nauen [1983]). Le zooplancton qui dominait ce régime durant les premiers stades de vie de ces espèces disparaissait progressivement en parallèle avec leur évolution et leur croissance. L'omnivorie de ces espèces déjà reportée dans des études précédentes (Rohit et al. [2010]) est aussi bien représentée dans ces régimes alimentaires simulés lorsque les espèces deviennent adultes.

Le régime alimentaire du requin bleu *P. glauca* simulé dans cette étude est dominé par le zooplancton et les larves de poissons durant sa première année de vie. Ensuite, en avançant dans l'âge, l'omnivorie devient de plus en plus présente, et les différentes espèces de poissons et de céphalopodes (calmars) demeurent bien représentées dans ce régime avec des proportions généralement homogènes, et avec des tailles de plus en plus grandes. L'analyse du contenu stomacal de cette espèce réalisée par Lopez et al. [2010] a confirmé le caractère omnivore de cette espèce dans la sélection de ses proies, et a montré la prédominance des poissons téléostéens et des céphalopodes dans son régime alimentaire.

De façon générale, le modèle simule des régimes alimentaires semblables à ceux reportés dans la littérature au moins d'un point de vue qualitatif (ex ordre d'importance des espèces). Cependant, il est nécessaire de souligner qu'il est parfois impossible d'obtenir des compositions alimentaires taxonomiquement similaires à ce qui a été observé dans la nature, car le modèle ne prend en compte qu'un certain nombre d'espèces connues comme étant les plus importantes dans la région, alors que les interactions

trophiques des écosystèmes marins sont beaucoup plus complexes. Autrement dit, des interactions trophiques avec des espèces non représentées dans le modèle peuvent également avoir lieu dans la nature, ce qui ne peut donc pas être obtenu par ces simulations.

7.8 Conclusion

Nous avons appliqué une approche basée sur un bilan bioénergétique pour estimer la quantité de matière potentiellement consommée par l'organisme, en partant du principe que l'énergie acquise par l'alimentation est égale à l'énergie dépensée pour la croissance et la maintenance. Les rations quotidiennes estimées dans cette étude pour les différentes espèces ont été validées avec les données d'observation disponibles dans la littérature pour certaines de ces espèces. Le deuxième objectif de ce chapitre était de proposer une approche permettant de déterminer le régime alimentaire de ces espèces. Pour cela, nous avons adopté une méthode basée sur l'hypothèse de l'opportunisme de prédation, et dans laquelle la taille du prédateur et de la proie jouent un rôle central. La probabilité de sélection de la proie par le prédateur est alors basée sur l'adéquation de taille et la co-occurrence spatio-temporelle entre les deux, ainsi que sur l'abondance relative de la proie à l'endroit où se trouve le prédateur. Bien que cette approche ne soit basée que sur des hypothèses relativement théoriques et difficiles à vérifier par les observations, et que l'écosystème ne soit représenté que par les 16 espèces les plus dominantes, elle a permis d'obtenir des résultats qui sont en général qualitativement comparables avec les observations. Il est aussi important de noter que, contrairement aux méthodes classiques qui utilisent des régimes alimentaires fixes avec des taux d'ingestion généralement constants pour chaque espèce, l'approche utilisée dans cette étude permet de prendre en compte les changements potentiels dans les régimes alimentaires des organismes et dans leur taux de consommation de la nourriture, et ce en parallèle avec leur croissance.

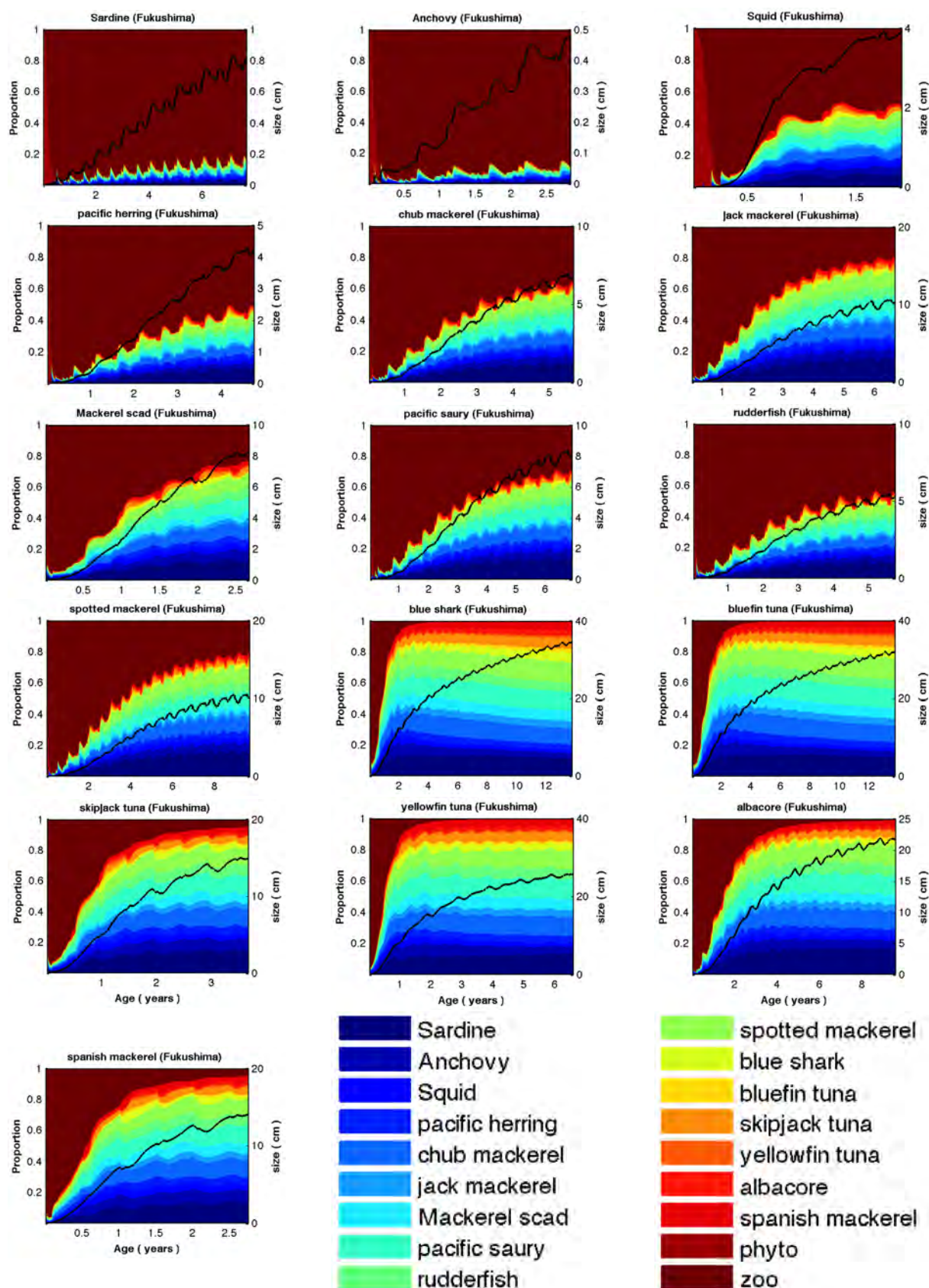


FIGURE 7.9 – Résultats de simulation de l'évolution du régime alimentaire de chacune des 16 espèces étudiées avec leurs âges respectifs. La courbe noire représente la taille moyenne des proies consommées (autre que le phyto- et le zooplancton)

Chapitre 8

Application du modèle

8.1 Introduction

Dans la deuxième partie de cette thèse, nous avons présenté les résultats de la simulation des concentrations du ^{137}Cs dans les populations planctoniques (phytoplancton et de zooplancton), qui représentent les premiers maillons des chaînes trophiques pélagiques du milieu marin. Cette étude nous a permis de montrer le degré de contamination de ces populations notamment près de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi, ainsi que de mettre en évidence l'existence d'une légère capacité de biomagnification chez le zooplancton, confirmant ainsi ce qui a été rapporté dans certaines études. Ce processus de biomagnification est synonyme de l'augmentation du taux du ^{137}Cs à chaque stade de la chaîne trophique, ce qui signifie que les concentrations du ^{137}Cs dans les poissons devraient être plus élevées que dans les populations planctoniques. On doit alors s'attendre à des concentrations élevées du ^{137}Cs dans les 16 espèces concernées par cette étude, notamment aux alentours de la centrale où les concentrations estimées dans le plancton sont considérablement élevées. Ce chapitre vise à estimer ces niveaux de contamination en ^{137}Cs en se basant sur le modèle qui a déjà été présenté dans les deux chapitres précédents. Nous nous intéressons essentiellement à la période qui a suivi l'accident de Fukushima et qui est caractérisée par une forte contamination en ^{137}Cs du milieu marin, mais aussi à la période d'équilibre avant l'accident afin de pouvoir comparer les deux périodes. Nous utilisons aussi les résultats de la simulation des concentrations du ^{137}Cs dans le plancton marin estimées dans la partie précédente comme forçage en nourriture pour les espèces planctonivores. Nous validons le modèle en utilisant les données publiées par le MAFF (Ministère japonais de l'agriculture, des forêts et de la pêche), et nous effectuons par la suite une analyse de sensibilité afin de mesurer l'impact de l'incertitude associée à chaque paramètre du modèle et d'identifier ainsi les paramètres les plus sensibles.

8.2 Description des données utilisées

Les données liées à la contamination de différentes espèces marines dans le Pacifique nord-ouest après l'accident de Fukushima sont publiées de manière régulière par le ministère japonais de l'agriculture, des forêts et de la pêche MAFF (<http://www.maff.go.jp/e/index.html>) depuis le 23 Mars 2011, et concernent essentiellement le césium (^{137}Cs et ^{134}Cs), le strontium (^{89}Sr et ^{90}Sr) et l'iode (^{131}I). Ces données sont fournies en fonction des différentes préfectures, mais aucune précision n'est généralement donnée sur la position géographique de l'échantillon. Pour toutes ces raisons,

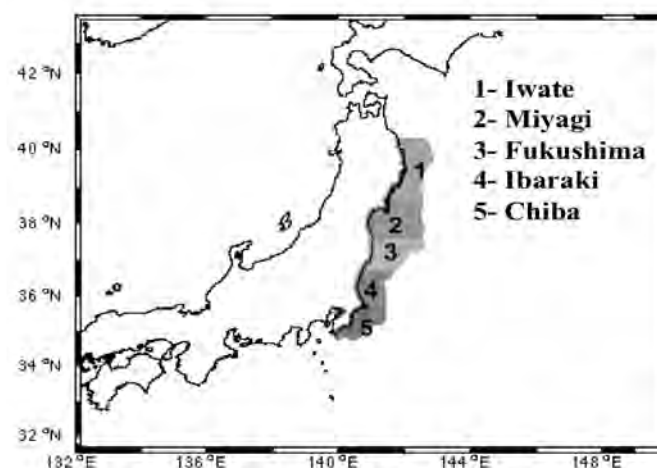


FIGURE 8.1 – carte du Japon montrant la délimitation géographique des 5 préfectures considérées dans cette étude

TABLE 8.1 – Le nombre de données d'observation disponibles pour les années 2011 et 2012 utilisées dans cette étude pour la validation du modèle

	Chiba	Ibaraki	Fukushima	Miyagi	Iwate
Sardine	27	8		6	4
Anchois	43	44	9		
Maquereau blanc	27	13	10	11	
Chinchard	45	9	28	11	
Requin bleu				15	
Bonite	15			5	
Albacore	42			13	

les préfectures ont été supposées comprises entre la côte et l'isobathe 1000 m (Figure 8.1). Les limites latitudinales minimale et maximale correspondantes à chacune des 5 préfectures considérées dans cette étude sont : Chiba [34.5 - 35.4], Ibaraki [35.4 - 36.5], Fukushima [36.5 - 37.5], Miyagi [37.5 - 38.5], Iwate [38.5 - 40.25].

Une grande partie de ces données a été rassemblée et organisée par l'équipe de l'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire) de La-Seyne-Sur-Mer, sous forme d'une base de données plus facilement accessible. C'est à partir de cette dernière qu'on a extrait les données utilisées dans ce travail pour les différentes comparaisons et la validation du modèle. Ces données exprimées en unité de Becquerel par kilogramme frais ($Bqkg^{-1}$) ne sont malheureusement disponibles que pour certaines espèces, et le nombre d'échantillons correspondant est variable d'une espèce à une autre et d'une préfecture à une autre. Le nombre de données disponibles en fonction des espèces et des préfectures est représenté dans le Tableau 8.1.

8.3 Déroulement de la simulation

La durée totale de la simulation réalisée dans cette partie pour estimer les concentrations du ^{137}Cs dans les différentes espèces est de 15 ans. Cette période est estimée suffisante pour que toutes les espèces

considérées arrivent à atteindre leurs équilibres respectifs en termes de croissance et d'accumulation de radionucléides. Pour des raisons évidentes de variabilité assez rapide de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau et dans la nourriture notamment pendant la période post-accidentelle, un pas de temps de 1 jour a été choisi pour ces simulations. Un tel pas de temps permettra, alors, de mieux représenter les processus d'accumulation et d'élimination des radionucléides par l'organisme, qui se produisent généralement à des échelles temporelles assez courtes, en parallèle avec d'autres processus tels que la prédation, la croissance ou alors le métabolisme.

Les forçages utilisés dans cette simulation correspondent aux concentrations du ^{137}Cs dans l'eau et dans le plancton. Elles sont représentées par les moyennes spatiales des concentrations en prenant en compte la superficie totale de la préfecture en question et la couche d'eau située entre 0 et 200 m de profondeur, considérée comme le milieu de vie préférentiel des espèces pélagiques. Les deux dernières années de la simulation correspondent aux années 2011 et 2012 caractérisées par la contamination radioactive de l'eau suite à l'accident nucléaire survenu le 11 mars 2011. Les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau sont obtenues à partir des résultats de simulation de sa dispersion, et sont les mêmes que celles utilisées dans le cadre des simulations liées à la contamination des populations planctoniques. Les concentrations du ^{137}Cs dans le plancton ont été obtenues à partir des résultats des simulations réalisées dans la partie II de cette thèse. Durant les 13 premières années de la simulation, les conditions sont considérées à l'équilibre, et la concentration du ^{137}Cs dans l'eau est constante et homogène. Elle a été fixée à 2 mBq L^{-1} pour toute la zone d'étude et durant toute cette période d'équilibre.

8.4 Analyse des résultats liés à la période pré-accidentelle

8.4.1 Validation du modèle

Les résultats des concentrations moyennes du ^{137}Cs dans les différentes espèces ainsi que leurs écart-types, calculés sur la base des concentrations temporelles moyennes du ^{137}Cs dans leurs cohortes respectives, sont représentés sur la Figure 8.2. Les moyennes temporelles ont été calculées sur la base des résultats obtenus durant l'année précédant l'accident. Ces résultats montrent, en général, des valeurs moyennes comprises entre 0.09 et 0.4 Bq kg^{-1} en fonction des espèces. Les données liées aux concentrations du ^{137}Cs dans les poissons pélagiques du Pacifique nord-ouest pendant la dernière décennie sont très rares. Une série temporelle de l'évolution de la concentration du ^{137}Cs dans la bonite (*K. pelamis*) durant la période 2000-2010, a montré des valeurs entre 0.15 et 0.2 Bq kg^{-1} juste avant l'accident (Povinec et al. [2013]). Ces valeurs s'accordent parfaitement avec les concentrations moyennes estimées dans cette étude pour cette même espèce (entre 0.1 et 0.2 Bq kg^{-1} en fonction des préfectures).

Les quelques données disponibles dans la littérature pour les poissons des côtes japonaises remontent aux années 90, et durant cette période les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau étaient légèrement supérieures à ce qui a été le cas juste avant l'accident ($3\text{-}4 \text{ mBq L}^{-1}$ contre juste 1-3 avant l'accident). Povinec et al. [2013] ont analysé des séries temporelles (entre 2000 et 2010) liées aux concentrations du ^{137}Cs dans le saumon et la bonite, ce qui leur a permis d'estimer une demi-vie écologique de l'ordre de 16 ans. Cela signifie que les concentrations du ^{137}Cs dans les poissons juste avant l'accident devraient être la moitié de ce qu'a été le cas 16 ans plus tôt, c'est à dire vers 1995. La concentration moyenne du ^{137}Cs estimée dans cette étude pour l'ensemble des espèces étudiées est de 0.2 Bq kg^{-1} . Les valeurs reportées par Kasamatsu and Ishikawa [1997] pour certains poissons pélagiques pour la période 1986-

1995 sont comprises entre 0.1 et 0.6 $Bq\ kg^{-1}$, signifiant ainsi que ces concentrations devraient être comprise entre 0.05 et 0.3 $Bq\ kg^{-1}$ si on s'appuie toujours sur la demi-vie écologique de 16 ans citée auparavant. La valeur moyenne estimée dans cette étude s'avère du même ordre de grandeur que les valeurs observées.

Les mêmes auteurs reportent des concentrations en ^{137}Cs du stromaté (*P anomala*) comprises entre 0.1 et 0.26 $Bq\ kg^{-1}$, ce qui correspond à des concentrations entre 0.05 et 0.13 $Bq\ kg^{-1}$ juste avant l'accident, en appliquant le même taux de décroissance. Ces valeurs s'accordent parfaitement avec les concentrations estimées dans cette étude pour cette espèce et qui sont comprises entre 0.12 et 0.18 $Bq\ kg^{-1}$ en fonction des préfectures.

De façon générale, bien que le manque de données nous empêche de faire des comparaisons plus précises en impliquant l'ensemble des espèces étudiées, on peut clairement avancer que les concentrations estimées par le modèle sont du même ordre de grandeur que les valeurs observées, ce qui permet donc de valider le modèle pour cette période pré-accidentelle.

8.4.2 La variabilité des concentrations simulées

En plus de la variabilité spatiale des taux de contamination en ^{137}Cs des espèces, on peut distinguer une variabilité intra-espèces liée aux différences de concentration entre les différentes cohortes d'une même espèce, et une variabilité inter-espèces liée aux différences de concentration entre les différentes espèces étudiées.

La variabilité spatiale

La variabilité spatiale (entre préfectures) des taux de contamination des espèces étudiées est très faible (Figure 8.2). Cela est essentiellement due à l'homogénéité spatiale des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau caractérisant cette période pré-accidentelle.

La variabilité intra-espèces

La variabilité intra-espèces reflète les différences de concentrations en ^{137}Cs entre les individus d'une même espèce appartenant à des classes de taille différentes. elle est traduite sur la Figure 8.2 par la longueur de la barre d'erreur liée à chacune des espèces. Cette variabilité est moins importante chez les petits pélagiques tels que la sardine, l'anchois, le calmar et le hareng, que chez les prédateurs supérieurs tels que le requin bleu, et les deux espèce de thon (thon rouge et thon à nageoires jaunes). Deux paramètres majeurs pourraient être à l'origine de cette variabilité :

- Le premier paramètre correspond à l'évolution du régime alimentaire au cours de la vie de ces espèces (Figure 7.9). Dans le cas des petits pélagiques, le régime alimentaire qui se compose essentiellement de zooplancton et de larves de poissons ne varie pas beaucoup avec l'âge de l'individu. Dans le cas des prédateurs supérieurs, par contre, le régime alimentaire varie largement avec l'âge de l'individu. Par exemple, le régime alimentaire d'un requin bleu âgé de moins de 1 an se compose de zooplancton et de larves de poissons, alors que celui d'un individu âgé de 10 ans est composé de petits poissons dont la taille moyenne est d'environ 30 cm. Étant donnée que la contamination des différentes espèces n'est pas homogène (certaines espèces sont plus contaminées que d'autres), cette différence liée au régime alimentaire des individus devrait entraîner une différence plus ou moins importante de la quantité de radionucléide accumulée.

- Le deuxième paramètre qui peut expliquer cette variabilité est la différence liée aux taux d'élimination du radionucléide par des individus de tailles différentes, étant donné que dans notre modèle ce taux d'élimination est inversement proportionnel à la taille de l'organisme. La différence de taille entre les individus appartenant à des cohortes différentes est beaucoup plus importante dans le cas des prédateurs supérieurs (requin, thons) que dans le cas des petits pélagiques (sardine, anchois, etc), cela pourrait entraîner une différence plus importante du taux d'élimination biologique du radionucléide entre des individus appartenant aux prédateurs supérieurs qu'entre des individus appartenant aux petits pélagiques, notamment lorsque la température de l'eau est faible (Figure 6.1). L'effet de la taille des individus sur le taux d'élimination biologique du radionucléide pourrait alors expliquer une partie de cette variabilité intra-espèce des niveaux de contamination en ^{137}Cs .

La variabilité inter-espèces

Les résultats de la simulation montrent des concentrations en ^{137}Cs variable d'une espèce à une autre, avec des concentrations généralement moins élevées chez les petits pélagiques ($\simeq 0.1 \text{ Bq kg}^{-1}$) que chez les prédateurs supérieurs ($\simeq 0.4 \text{ Bq kg}^{-1}$). Comme dans le cas de la variabilité intra-espèces, la variabilité du taux de contamination entre ces espèces devrait être en rapport avec les différences existantes en termes de régime alimentaire et de taux d'élimination biologique du radionucléide. Ces différences sont essentiellement liées aux différences de taille entre ces espèces. Par exemple, la taille d'un requin âgé de 8 ans est huit fois supérieure à celle d'une sardine ayant le même âge. Ces deux espèces ont alors des régimes alimentaires et des taux d'élimination biologique complètement différents, ce qui conduit à des écarts significatifs en termes de taux de concentration en ^{137}Cs . Ces observations sont alors en bon accord avec les conclusions tirées à partir de notre étude.

L'étude réalisée par Kasamatsu and Ishikawa [1997] sur certains poissons marins a mis en évidence l'existence d'une variabilité inter-espèce avec des concentrations plus élevées chez les espèces dont la taille des proies est plus élevée, et d'une variabilité intra-espèce (entre les différentes classes de taille de la même espèce) due essentiellement au changement du régime alimentaire au cours de la vie de ces espèces.

8.5 Analyse des résultats liés à la période post-accidentelle

8.5.1 La comparaison des résultats du modèle avec les observations

Les résultats du modèle obtenus pour la période post-accidentelle ont été comparés avec les quelques observations disponibles et décrites dans la section 8.2. Le test statistique de Mann-whitney dédié à la comparaison des moyennes liées à deux échantillons non appariés a été utilisé. Les deux échantillons à comparer correspondent respectivement aux résultats du modèle et aux données d'observation. Le choix de ce test non paramétrique est dû au fait que les conditions d'application d'un test paramétrique (e.g. Student) ne sont pas toutes réunies, notamment la condition liée à la distribution des échantillons qui doit suivre une loi normale.

L'hypothèse nulle (H_0) qui correspond à une égalité des deux moyennes a été testée à un risque d'erreur $\alpha = 0.05$, et les résultats sont reportés dans le tableau 8.2. Le chiffre 1 (obtenu lorsque

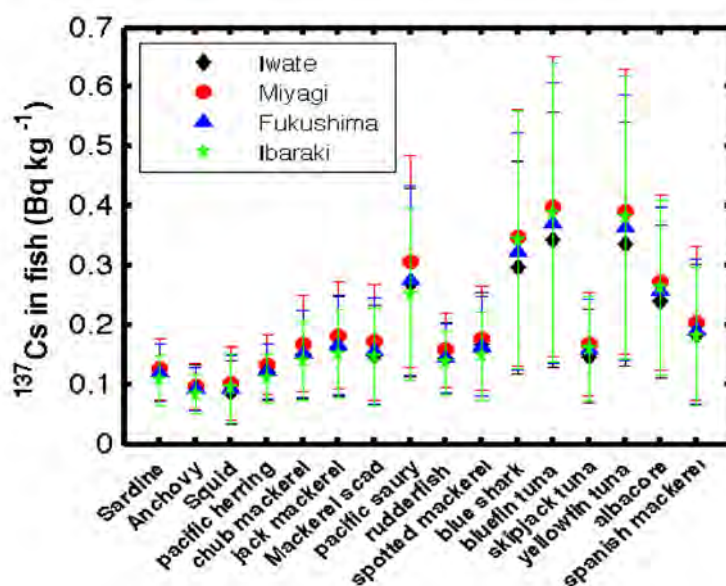


FIGURE 8.2 – Les concentrations moyennes du ^{137}Cs estimés pour les différentes espèces pour la période d'équilibre pré-accidentelle. Des moyennes ont d'abord été calculées sur une période d'une année avant l'accident pour toutes les espèces et toutes les cohortes, et sur la base de ces résultats une autre moyenne avec un écart-type a été calculée pour chacune des espèces à partir des valeurs liées à leurs cohortes respectives.

TABLE 8.2 – Résultats du test de Mann et Whitney pour la comparaison des moyennes du modèle et des observations. L'hypothèse nulle (H_0) de ce test correspond à l'égalité des moyennes. Le chiffre 0 signifie que l'hypothèse est maintenue, alors que le chiffre 1 est synonyme de son rejet.

	Chiba	Ibaraki	Fukushima	Miyagi	Iwate
Sardine	0.0412	0.4256		0.0043	0.8857
Anchois	0.0001	0.055	0.0731		
Maquereau blanc	0.04037	0.2591	0.0072	0.0001	
Chinchard	0.0001	0.0133	0.1295	0.0005	
Requin bleu				0.0001	
Bonite	0.0001			0.0079	
Albacore	0.0001			0.0001	

$pvalue > \alpha$) signifie un rejet de cette hypothèse c'est-à-dire que la moyenne du modèle est différente de celle des observations, alors que le chiffre 0 ($pvalue < \alpha$) est synonyme du maintien de l'hypothèse nulle c'est-à-dire d'une égalité des deux moyennes. Les rapports entre les concentrations simulées et celles qui ont été observées sont représentés dans le Tableau 8.3.

Au niveau des préfectures de Chiba et Miyagi, l'hypothèse nulle a été rejetée pour toutes les espèces testées. Cela signifie que les concentrations simulées sont statistiquement différentes des observations. Dans le cas de Chiba, les rapports calculés entre la moyenne des concentrations simulées et celle des concentrations observées sont inférieurs à 1 signifiant que les concentrations du ^{137}Cs dans ces espèces ont été sous-estimées par le modèle. Les valeurs observées sont environ 6 à 16 fois supérieures aux concentrations simulées dans le cas des petits pélagiques et des espèces de maquereau, et environ 1.5 à 2.5 fois supérieures aux valeurs simulées dans le cas des espèces de thon. En opposition, les rapports calculés pour les espèces de la préfecture Miyagi, sont supérieurs à 1 impliquant une surestimation des

TABLE 8.3 – Rapports entre les concentrations moyennes simulées et observées

	Chiba	Ibaraki	Fukushima	Miyagi	Iwate
Sardine	0.12	0.71		5.74	0.97
Anchois	0.17	0.55	1.84		
Maquereau blanc	0.06	0.9	2.6	4.88	
Chinchard	0.12	0.37	1.13	2.48	
Requin bleu				44.88	
Bonite	0.59			22.34	
Albacore	0.40			24.89	

concentrations par le modèle. Les concentrations simulées sont environ 2.5 à 5.75 fois supérieures aux concentrations observées dans le cas des petits pélagiques et des espèces de maquereau, et environ 22 à 45 fois supérieures aux observations dans le cas du requin bleu et des espèces de thons.

Pour les autres préfectures, l'hypothèse nulle du test de Mann-Whitney est généralement maintenue impliquant une similarité entre les concentrations simulées et les données d'observation, à l'exception du maquereau blanc à Fukushima où les concentrations simulées sont 2.6 fois supérieures aux concentrations observées, et du chinchard à Ibaraki où les concentrations simulées sont 2.7 fois inférieures aux observations.

Du point de vue général et compte tenu de nombreuses incertitudes associées aux différents paramètres du modèle, et de différentes erreurs généralement liées au modèle de dispersion du radionucléide dans l'eau et au modèle de l'écosystème, les résultats obtenus pour cette période post-accidentelle sont largement satisfaisants, à l'exception de la forte surestimation obtenue pour les grands poissons pélagiques à Miyagi, et la forte sous-estimation des concentrations obtenues pour les petits poissons liés à la préfecture de Chiba.

La dynamique des concentrations du ^{137}Cs (moyenne de toutes les cohortes \pm écart-type) dans ces espèces de poissons entre 2011 et 2012, sont représentés sur la Figure 8.3, avec les données d'observation utilisées dans cette comparaison.

Dans le cas de la préfecture de Chiba, les fortes sous-estimations des concentrations du ^{137}Cs par le modèle concernent essentiellement les petits poissons. Deux hypothèse majeures peuvent être à l'origine de ces sous-estimations :

- La sous-estimation des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau utilisées dans ce modèle par rapport aux concentrations réelles. Une telle sous-estimation devrait affecter également les concentrations de ^{137}Cs dans les populations planctoniques considérées comme la principale source de nourriture pour ces espèces (voir chapitre 7).
- Les données d'observation pourraient être liées à des espèces non sédentaires, c'est à dire à des espèces qui auraient vécu au moins une partie de leur vie dans des endroits plus contaminés.

8.5.2 Effet de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau

Les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau mesurées par TEPCO au niveau de la préfecture de Chiba entre Avril et Décembre 2011 montrent des valeurs inférieures à la limite de détection fixée à 1 Bq L^{-1} . Les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau à Chiba issues du modèle de dispersion et utilisées dans ce modèle sont, elles aussi, inférieures à 1 Bq L^{-1} (Figure 8.4). Cependant, en l'absence de mesures

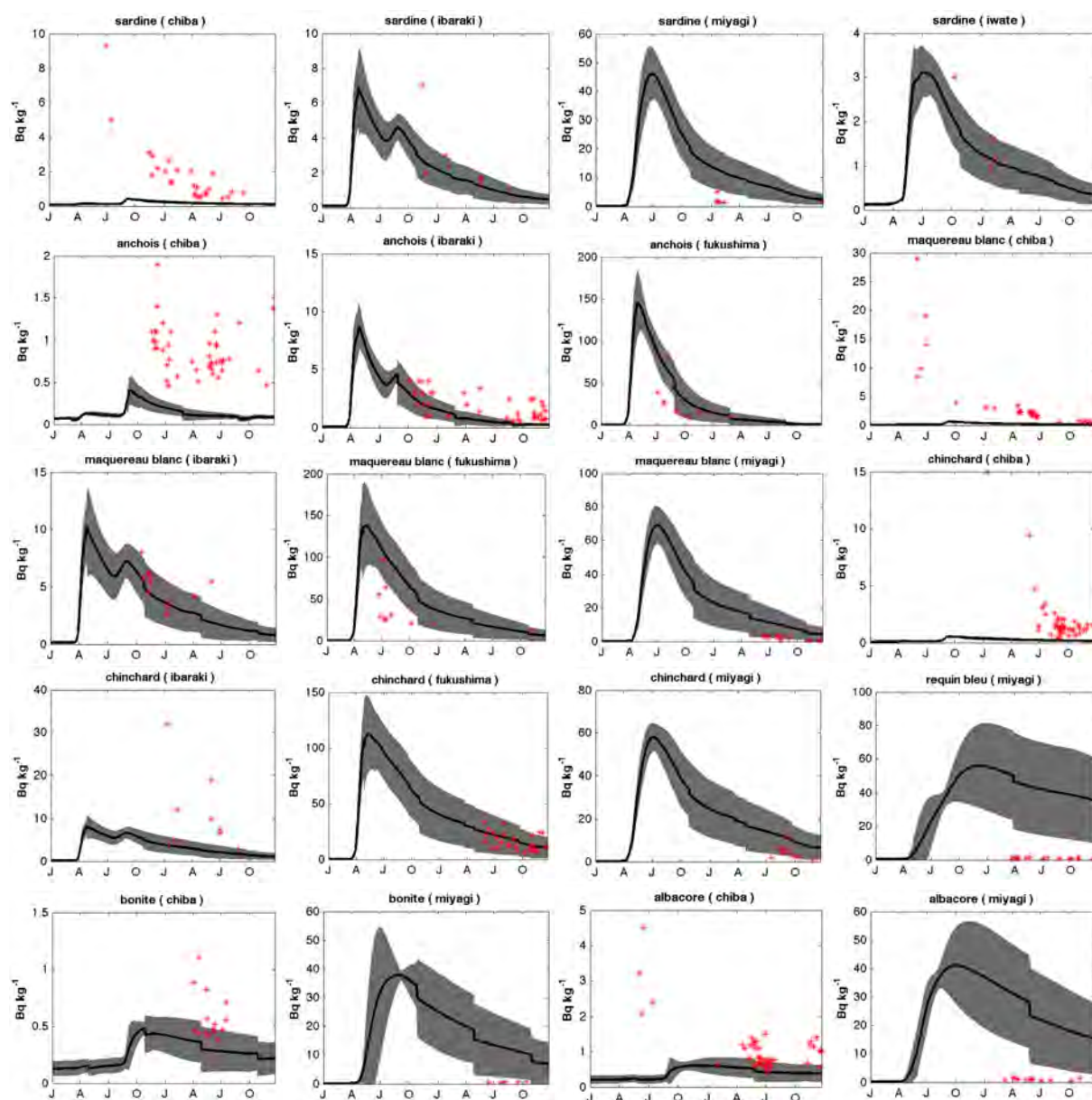


FIGURE 8.3 – Évolution des concentrations du ^{137}Cs chez les différentes espèces de poisson et pour différentes préfectures simulées par le modèle pour les années 2011 et 2012. La courbe noire représente la moyenne des concentrations simulées pour les différentes cohortes, alors que la zone grisée délimite les valeurs comprises entre la moyenne plus ou moins l'écart-type. Les étoiles rouges représentent les données d'observation.

plus précises avec une meilleure limite de détection sur les eaux de mer, il est impossible de dire si ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles qui caractérisent les observations. Pour montrer l'effet d'une éventuelle sous-estimation des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau au niveau de cette préfecture sur le résultat du modèle pour ces différentes espèces, nous avons effectué une simulation durant laquelle les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau après l'accident ont été multipliées par un facteur 10, ce qui permettra d'augmenter l'ordre de grandeur de ces valeurs tout en les gardant inférieures à la limite de détection de 1 Bq L^{-1} (Figure 8.4). Les concentrations du ^{137}Cs dans le phytoplancton et le zooplancton ont été multipliées à leur tour par un facteur 10, en se basant sur les résultats de l'analyse de sensibilité qui ont montré qu'un pourcentage d'erreur dans la concentration du radionucléide dans l'eau engendre le même pourcentage d'erreur dans sa concentration liée aux populations planctoniques (Voir chapitre 5).

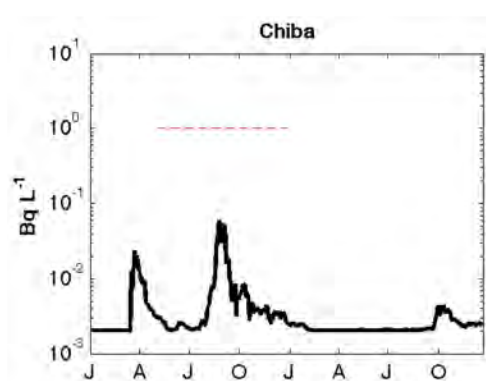


FIGURE 8.4 – Les concentrations du ^{137}Cs dans la colonne d'eau utilisées dans le modèle pour la préfecture de Chiba. Les tirets rouges correspondent à la limite minimale de détection du ^{137}Cs dans l'eau

Les résultats de cette simulation sont représentés avec les données d'observations sur la Figure 8.5. Ils montrent généralement, un meilleur accord avec les observations, à l'exception des valeurs observées avant Octobre 2011 et qui restent largement supérieures aux valeurs simulées. Ces résultats montrent qu'en l'absence de déplacement des populations de poissons entre les préfectures, d'éventuelles sous-estimations de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau au niveau de la préfecture de Chiba peuvent être à l'origine de la sous-estimation par le modèle des concentrations du ^{137}Cs dans ces petits poissons pélagiques.

8.5.3 Effet du déplacement des poissons

L'une des hypothèses majeures pouvant expliquer les différences observées entre les résultats des simulations et les observations est le mouvement migratoire de certaines espèces tels que la sardine, le maquereau blanc, le calmar, etc. Pour étudier l'effet de ce type de déplacement sur le niveau de contamination des poissons dans ces conditions accidentelles, nous avons effectué pour la sardine des simulations dans lesquelles la migration saisonnière a été prise en compte. Le choix de cette espèce est dû au fait qu'elle présente la trajectoire de migration la mieux connue parmi toutes les espèces prises en compte dans cette étude. Cette migration est caractérisée par un déplacement vers le nord pour l'alimentation, suivi d'un retour vers la zone de ponte, quelques mois plus tard, pour se reproduire. La trajectoire de migration de la sardine est illustrée sur la Figure 8.6. Les simulations ont été effectuées dans les conditions accidentelles ainsi que dans les conditions d'équilibre, en considérant différentes dates de départ (date de début de la migration), et qui correspondent au début de chaque mois de l'année 2011.

L'évolution de la concentration en ^{137}Cs de l'espèce migratrice en fonction de sa position le long de la trajectoire de migration est représentée sur la Figure 8.7 pour chacune des dates de début de la migration. Pour quantifier cet effet de déplacement, nous avons calculé un rapport entre la concentration du ^{137}Cs dans l'espèce migratrice au moment de son arrivée à son point de départ, et sa concentration dans une espèce sédentaire n'ayant effectué aucun déplacement. Les résultats de ce calcul sont reportés

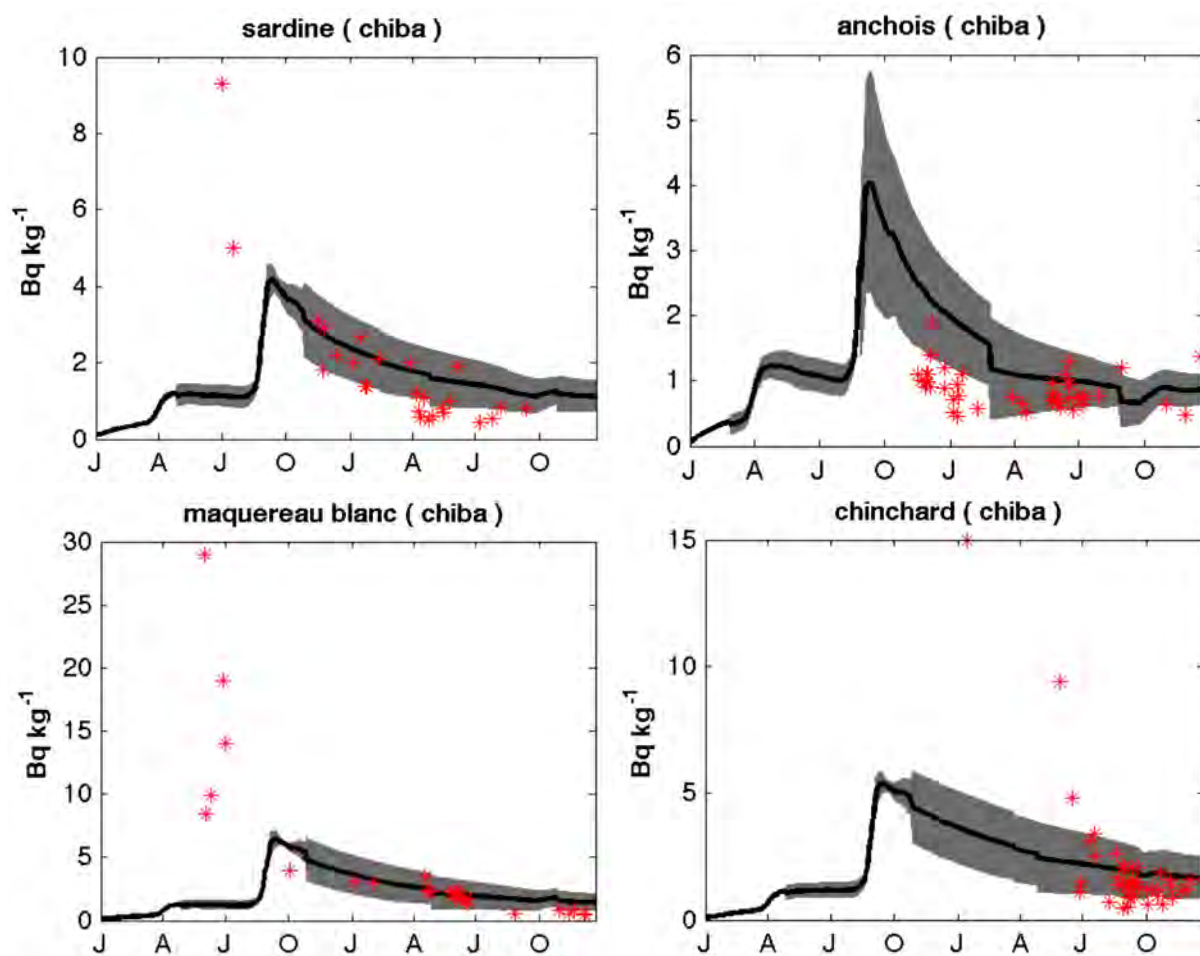


FIGURE 8.5 – Comparaison des résultats de la simulation de la concentration du ^{137}Cs dans les petits poissons pélagiques avec les observations suite à la multiplication des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau et dans le plancton par un facteur 10

TABLE 8.4 – Le rapport entre la concentration du ^{137}Cs dans l'espèce migratrice au moment de son arrivée à son point de départ et dans une espèce sédentaire à Chiba

	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
équilibre	1.23	1.08	1.14	1.12	1.25	1.18	1.18	1.18	1.15	1.10	1.12	1.09
accident	12.83	15.95	20.48	15	15.54	8.41	6.23	3.85	3.03	2.75	3.22	3.14

dans le tableau 8.4, et montrent que dans les conditions d'équilibre le rapport est très proche de 1, signifiant que le niveau de contamination de l'espèce migratrice et celui de l'espèce sédentaire sont largement similaires. Par conséquent, la prise en compte du déplacement de cette espèce dans les modèles radioécologiques n'est pas nécessaire dans les conditions d'équilibre caractérisées par une homogénéité spatiale des concentrations du radionucléide dans l'eau et dans la nourriture.

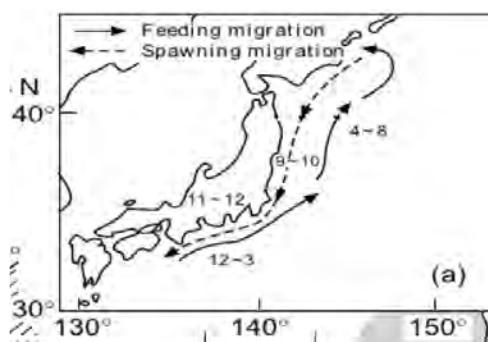


FIGURE 8.6 – La trajectoire de migration de la sardine japonaise dans le Pacifique nord-ouest (modifiée à partir de Tameishi et al. [1996])

Dans les conditions accidentelles, par contre, les rapports sont largement supérieurs à 1, signifiant que le taux de contamination de l'espèce migratrice est supérieur à celui de l'espèce sédentaire. Pour des dates de départ entre Février et Mai, les taux de contamination de l'espèce migratrice sont 15 à 20 fois supérieurs à ceux de l'espèce sédentaire. Ensuite, plus la date de départ s'éloigne plus ces rapports diminuent, synonyme d'un retour progressif des conditions pré-accidentelles dans la région, jusqu'à atteindre un rapport d'environ 3 lorsque le départ s'effectue vers la fin de l'année 2011. Ces rapports élevés montrent que, dans des conditions accidentelles généralement caractérisées par une forte hétérogénéité spatio-temporelle dans les concentrations du radio-

nucléide dans l'eau et la nourriture, la prise en compte des mouvements migratoires des espèces dans les modèles radioécologiques semble nécessaire pour éviter de fortes sous-estimations ou sur-estimations de leurs taux de contamination.

Les exemples montrés dans ces simulations illustrent bien la complexité de la validation du modèle dans de telles conditions de forte hétérogénéité spatiale dans les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau et la nourriture, notamment dans le cas des espèces pélagiques généralement caractérisées par de fortes capacités de déplacement. La validation du modèle dans des conditions d'équilibre et d'homogénéité spatiale s'avère alors plus pertinente et plus logique du point de vue scientifique, du moment que les données d'observations à un endroit donné ne sont pas forcément liées à des espèces sédentaires, et que les moyens de vérification de l'origine de chaque individu capturé n'existent pas ou sont très complexes à mettre en place.

8.6 L'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans les espèces

Un organisme vivant dans un milieu radioactif accumule et élimine simultanément les radionucléides. En dépit de cette simultanéité, l'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans les différentes espèces étudiées montre deux phases principales :

- La phase de croissance : correspond à la période immédiate après l'accident durant laquelle

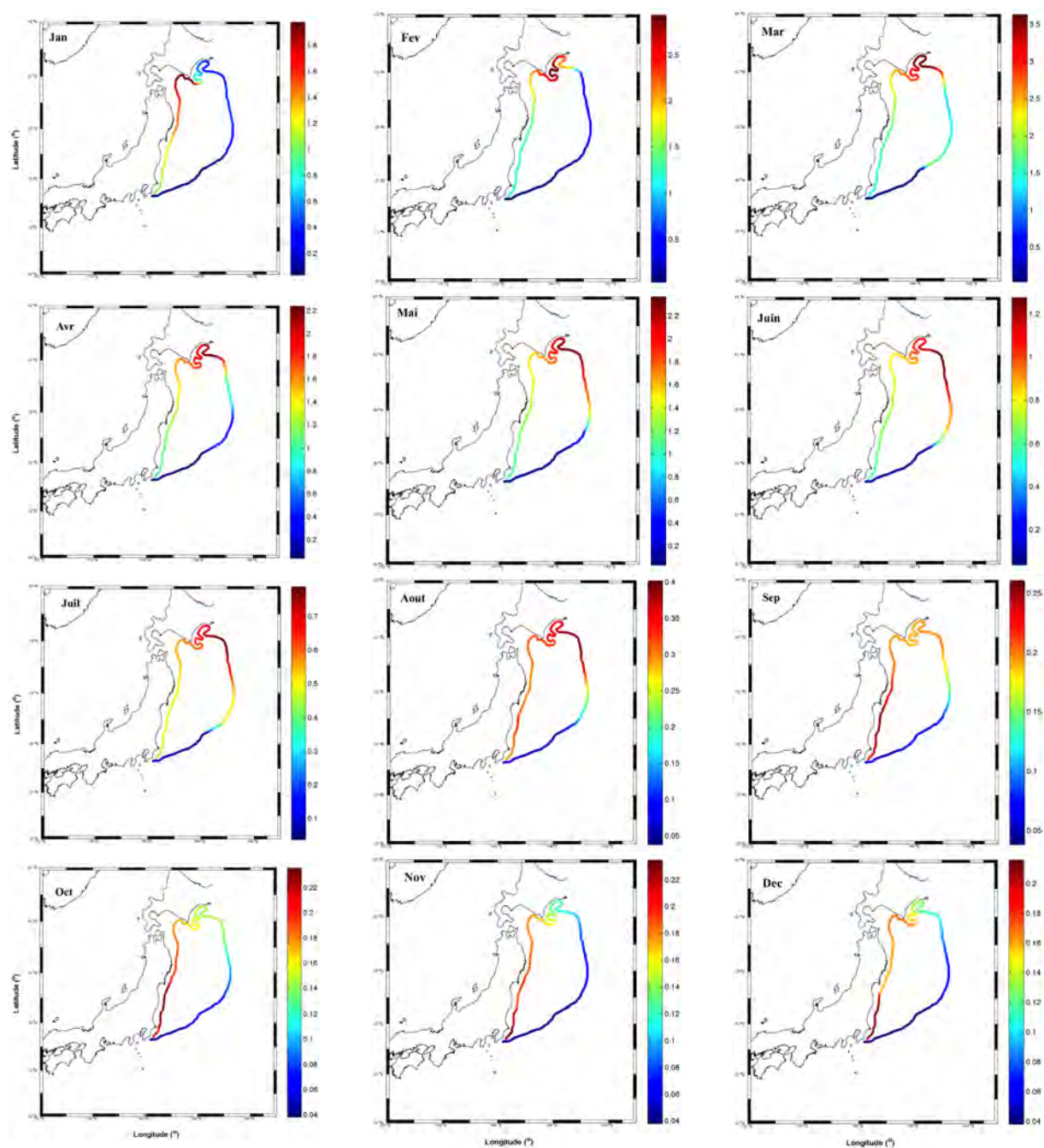


FIGURE 8.7 – L'évolution de la concentration du ^{137}Cs dans une sardine âgée de 1 an en fonction de sa position le long de sa trajectoire de déplacement. Les résultats sont représentés pour des dates de départ différentes durant l'année 2011. Le temps nécessaire pour effectuer cette migration en suivant la trajectoire montrée sur cette figure est d'environ 1 an.

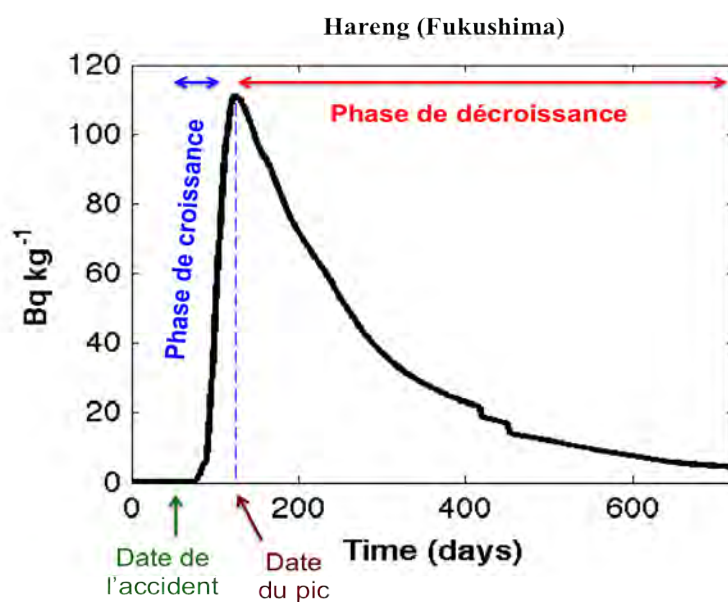


FIGURE 8.8 – L'évolution temporelle de la concentration du ^{137}Cs dans le hareng du Pacifique à Fukushima. L'axe des abscisses correspond au nombre de jours passés à partir du 01 jan 2011

la quantité de ^{137}Cs qui pénètre dans l'organisme est supérieure à la quantité éliminée. Cela se traduit par une augmentation plus ou moins rapide de la concentration de ^{137}Cs dans l'organisme jusqu'à atteindre la valeur maximale correspondant au moment où la quantité de radionucléide accumulée est égale à la quantité éliminée.

- La phase de décroissance : elle correspond à la phase pendant laquelle les processus favorisant l'élimination ou la dilution des concentrations de ^{137}Cs dans l'organisme dominent les processus d'accumulation. Cela se traduit par une diminution progressive de la concentration de ^{137}Cs dans le corps de l'organisme.

La forme de la courbe d'évolution temporelle de la concentration de ^{137}Cs dans les espèces étudiées suite à l'accident de Fukushima est illustrée sur la Figure 8.8. L'exemple représenté sur cette figure correspond à la dynamique de la concentration de ^{137}Cs dans le hareng du Pacifique à Fukushima. Pour les autres espèces, la courbe présente la même forme mais avec des phases de croissance et de décroissance plus ou moins longues selon les espèces.

8.6.1 La concentration maximale

Les valeurs maximales de la concentration de ^{137}Cs dans les 16 espèces étudiées ont été estimées pour les préfectures de Iwate, Miyagi, Fukushima et Ibaraki, et sont illustrées sur la Figure 8.9. La barre d'erreur correspondant à chacune de ces espèces représente la moyenne et l'écart-type des concentrations maximales liées à l'ensemble de ses cohortes.

Les concentrations maximales les plus élevées sont observées au niveau de la préfecture de Fukushima, suivie par Miyagi. Les concentrations maximales liées aux espèces de Ibaraki et Iwate sont beaucoup plus faibles par rapport aux deux premières préfectures et présentent des valeurs largement au-dessous de la norme de commercialisation et de consommation des produits de la mer fixée par les autorités Japonaises à $100 \text{ Bq kg}^{-1}\text{ww}$. A Miyagi, seul le balaou présente une concentration en ^{137}Cs supérieure à la norme, alors qu'à Fukushima plusieurs espèces présentent des concentrations maximales

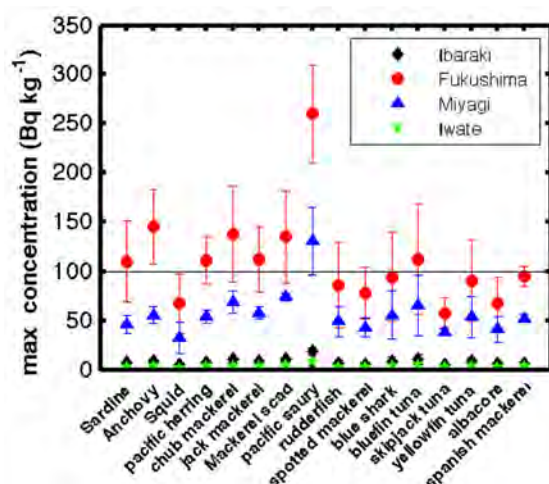


FIGURE 8.9 – Les concentrations maximales estimées pour les 16 espèces étudiées. La ligne noire horizontale correspond à la norme de consommation et de commercialisation des produits de la mer fixée par les autorités japonaises

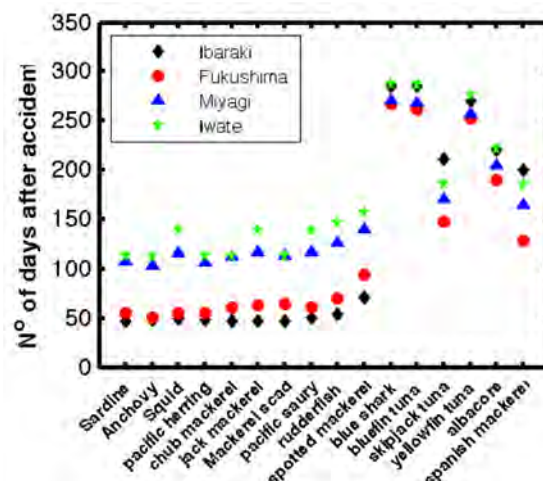


FIGURE 8.10 – Les date correspondant au pic de concentration en ^{137}Cs des 16 espèces étudiées, estimées en nombre de jours après la date de l'accident

supérieures à la norme, notamment les petits pélagiques. Ces résultats s'accordent parfaitement avec les observations reportées par le MAFF, qui montrent que le nombre de poissons pélagiques et épipélagiques pêchés le long de la côte Pacifique du Japon ayant présenté des concentrations supérieures à la norme est relativement faible (Buessler [2012]).

8.6.2 La phase de croissance

La concentration du ^{137}Cs dans l'eau a atteint son maximum 29 jours après l'accident à Fukushima, 30 jours à Ibaraki, 52 jours à Miyagi et 67 jours à Iwate. La durée de la phase de croissance, qui correspond à la durée entre la date liée au pic de concentration du ^{137}Cs dans l'organisme et la date de l'accident (Figure 8.8), a été calculée pour les différentes espèces et pour les quatre préfectures (Figure 8.10).

Les résultats obtenus montrent que, généralement, la durée de cette phase est moins longue pour les petits pélagiques (sardine, anchois, ..., Maquereau commun) que pour les prédateurs supérieurs (le requin bleu et les espèces de thons). Elle est comprise entre 50 et 70 jours pour les premiers et entre 100 et 150 jours pour les derniers. Cela signifie que les petits pélagiques accumulent le ^{137}Cs plus rapidement que les prédateurs supérieurs. Ce résultat semble être logique étant donné que le régime alimentaire des poissons prédateurs se compose essentiellement des petits pélagiques, et ce décalage reflète alors le temps nécessaire pour que ces derniers soient entièrement contaminés. Les petits pélagiques par contre, se nourrissent essentiellement du plancton et des larves de poissons qui demandent généralement moins de temps pour atteindre leur niveau de contamination maximal (cf chapitre 5).

Pour mieux comprendre l'influence des paramètres biologiques de l'espèce sur la durée de la phase de croissance, on a calculé le coefficient de corrélation entre cette dernière et les différents paramètres biologiques du modèle. Les résultats obtenus sont représentés sur la Figure 8.11, et montrent une plus forte corrélation avec la longueur asymptotique de l'espèce (L_∞) ($R > 0.9$). Dans une approche de prédation opportuniste, les organismes qui possèdent une longueur asymptotique élevée occupent généralement le sommet de la chaîne alimentaire, alors que les organismes ayant une longueur asymptotique faible se

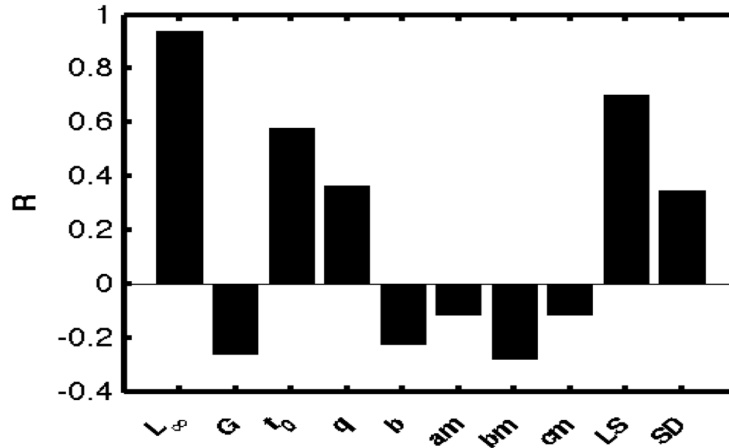


FIGURE 8.11 – Le coefficient de corrélation R entre la durée de la phase de croissance et les différents paramètres biologiques

trouvent à la base. Étant donné que l'accumulation du ^{137}Cs par ces espèces se fait essentiellement via la voie alimentaire (cf section 8.8), le niveau de contamination de l'organisme sera plus dépendant du niveau de contamination de sa proie que de celui de l'eau environnante. C'est la raison pour laquelle les espèces des niveaux trophiques supérieurs atteignent leur valeur maximale en décalage par rapport aux espèces appartenant aux niveaux inférieurs (qui composent généralement leurs régimes alimentaires).

8.6.3 La phase de décroissance

La phase de décroissance de la concentration du radionucléide dans l'organisme commence lorsque les processus d'élimination (élimination biologique, décroissance physique du radionucléide et croissance de l'organisme) dominent les processus d'accumulation du radionucléide par l'organisme. Pour déterminer le taux de décroissance lié à chacune des espèces, nous avons ajouté à la phase de décroissance liée à la courbe d'évolution de la concentration du ^{137}Cs dans l'organisme une courbe de tendance exponentielle définie comme suit :

$$[^{137}\text{Cs}]_P = [^{137}\text{Cs}]_{P,0} \times \exp(-\lambda_{eco} \times t) \quad (8.1)$$

avec $[^{137}\text{Cs}]_P$ la concentration du ^{137}Cs dans l'espèce concernée pendant la phase de décroissance, $[^{137}\text{Cs}]_{P,0}$ est la concentration initiale du ^{137}Cs dans l'espèce au début de cette phase de décroissance. λ_{eco} est le taux de décroissance de la courbe (jour^{-1}). t correspond au temps (en jours) calculé à partir de la date du début de la phase de décroissance. Nous avons considéré, ici, que le début de cette phase correspond au jour suivant la date à laquelle la concentration maximale en ^{137}Cs est atteinte par l'espèce concernée (cf Figure 8.8).

Les paramètres de cette équation ($[^{137}\text{Cs}]_{P,0}$, λ_{eco}) ont été estimés en linéarisant l'équation 8.1. Les coefficients de régression (r) liés à cet ajustement sont reportés dans le Tableau 8.5.

Le taux de décroissance λ_{eco} est influencé par plusieurs paramètres écologiques liés à l'espèce elle-même et à l'environnement, tels que la température de l'eau, le taux de croissance de l'organisme, son régime alimentaire, sa taille et le niveau de contamination de l'eau. On parle alors d'un taux de décroissance écologique, à partir duquel est estimée "la demi-vie écologique" (T_{eco}), qui correspond à la durée au bout de laquelle la concentration maximale du radionucléide dans l'organisme est réduite de moitié.

TABLE 8.5 – Les coefficients de régression (r) issus de l’ajustement de la courbe de décroissance de la concentration du ^{137}Cs dans les différentes espèces.

Espèce	Ibaraki	Fukushima	Miyagi	Iwate
Sardine	0.98	0.99	0.98	0.98
Anchois	0.98	0.99	0.98	0.97
Calmar	0.92	0.99	0.98	0.98
hareng	0.97	0.99	0.99	0.99
Maquereau blanc	0.97	0.99	0.99	0.98
Chinchard	0.97	0.99	0.99	0.99
Comète maquereau	0.96	0.99	0.99	0.99
Balaou	0.98	0.99	0.99	0.99
Stromaté	0.96	0.99	0.99	0.99
Maquereau commun	0.96	0.99	0.99	0.99
Requin bleu	0.98	0.98	0.98	0.95
Thon rouge	0.98	0.99	0.98	0.96
Bonite	0.98	0.99	0.99	0.99
Thon à nageoire jaune	0.97	0.98	0.98	0.97
Albacore	0.97	0.98	0.98	0.98
Maquereau espagnol	0.98	0.99	0.99	0.99

Cette demi-vie écologique est calculée à partir de l’équation $T_{eco} = \frac{\ln(2)}{\lambda_{eco}}$.

Les demi-vies écologiques estimées à partir des résultats du modèle pour les différentes espèces étudiées sont illustrées sur la Figure 8.12. Les résultats montrent des valeurs comprises entre 80 et 150 jours (3-5 mois) pour les sardines, anchois, calmar, et hareng. Ces valeurs sont en bon accord avec les demi-vies écologiques estimées pour les poissons planctonivores par Tateda et al. [2013] (2-4 mois) à partir d’un modèle radioécologique, et celles estimées par Iwata et al. [2013] à partir des observations (~ 100 jours). La demi-vie écologique estimée dans cette étude pour les maquereaux sont comprises entre 150 et 230 jours, et sont égales ou légèrement inférieures aux valeurs estimées par Iwata et al. [2013] pour le chinchard (*T. japonicus*) (230 - 350 jours) à partir des observations. Les valeurs estimées pour les trois espèces de thon (la bonite, thon à nageoire jaune et albacore) sont comprises entre 250 et 400 jours. Les demi-vies écologiques les plus élevées estimées par le modèle concernent le requin bleu et le thon rouge avec des valeurs comprises entre 500 et 800 jours. Bien qu’on ne dispose pas de données d’observation pour les comparer avec ces estimations, Iwata et al. [2013] ont mentionné, suite à leur analyse, que les poissons piscivores présentent généralement des demi-vie écologiques supérieures à 300 jours, ce qui s’accorde en général avec les valeurs estimées dans cette étude.

8.7 Le Facteur de concentration

Afin de quantifier de manière globale la capacité d’une espèce à concentrer un radionucléide donné, les radioécologistes utilisent la notion de facteur de concentration. Il est défini comme étant le rapport entre la concentration d’un radionucléide dans un organisme ($Bq\ kg^{-1}$) et la concentration de ce même radionucléide dans l’eau ($Bq\ kg^{-1}$ ou $Bq\ L^{-1}$) dans des conditions d’équilibre. En cas de situation accidentelle, ces conditions d’équilibre ne sont pas respectées, on parle donc dans ce cas de rapport de concentration (CR). Il est important de noter que bien que l’on rapporte la concentration de l’organisme à celle de l’eau dans laquelle il vit, ceci n’implique pas que le radionucléide mesuré dans l’organisme

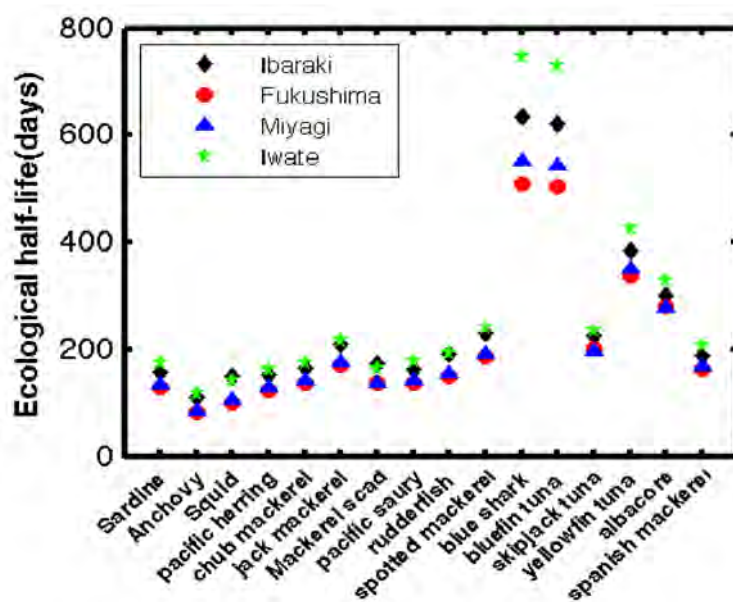


FIGURE 8.12 – La demi-vie écologique estimée à partir des résultats du modèle pour les différentes espèces étudiées

soit accumulé uniquement à partir de l’eau, il provient également d’une contamination par voie trophique notamment quand il s’agit de CR observé *in situ*.

L’évolution temporelle entre 2011 et 2012 des CR s estimés pour les différentes espèces montre la présence de trois phases principales, et qui sont représentées sur la Figure 8.13(a) :

- La phase d’équilibre pré-accidentelle caractérisée par un CR constant ou très peu variable. Elle représente la période d’avant l’accident marquée par des concentrations stables ou constantes du ^{137}Cs dans l’eau. Dans ce cas les rapports de concentration sont à l’équilibre et rejoignent la définition des facteurs de concentration (CF).
- La phase de rupture d’équilibre qui commence juste après l’accident, et qui est caractérisée par une décroissance rapide du CR , due à l’arrivée soudaine des eaux contaminée, jusqu’à atteindre le minimum dont la valeur (CF_{min}) et la date (D_{min}) varient en fonction des espèces et des endroits. A partir de la date (D_{min}) correspondant à cette valeur minimale, le CR augmente progressivement, synonyme de l’accumulation du radiocésium par l’organisme, et ce jusqu’à atteindre à nouveau l’équilibre. La durée de cette phase (L_{eq}) nous renseigne alors sur la durée nécessaire pour qu’un organisme marin retrouve son équilibre avec le milieu suite à la contamination de l’eau en radionucléides.
- La phase d’équilibre post-accidentel, qui commence à partir du moment où la courbe retrouve sa stabilité et dure jusqu’à la fin de la simulation. La valeur du CR atteinte pendant cette phase est variable selon les espèces et les préfectures, mais reste généralement supérieure à la valeur caractérisant la phase d’équilibre pré-accidentelle.

Ces paramètres liés à la courbe d’évolution temporelle du CR (CF_{min} , D_{min} et L_{eq}) ont été estimés pour les 16 espèces et pour trois préfectures différentes (Iwate, Miyagi et Fukushima), et les résultats sont représentés sur la Figure 8.13 (b, c, d). Les CF_{min} les plus élevés ont été obtenus au niveau de la préfecture d’Iwate avec des valeurs entre 1 et 5 $L\ kg^{-1}$ selon les espèces, alors que les valeurs les plus faibles ont été obtenues pour les espèces de la préfecture de Fukushima qui ne dépassent généralement

pas 0.2 L kg^{-1} . Ces variations sont expliquées par les différences qui existent entre ces préfectures en termes de concentration du ^{137}Cs dans l'eau, avec des concentrations plus fortes à Fukushima qu'à Miyagi et Iwate. La variabilité inter-espèces existe mais elle reste généralement faible.

Le paramètre D_{min} caractérisant la vitesse de décroissance du CR, montre des valeurs entre 50 et 60 jours pour les espèces qui se trouvent à Iwate et environ 30 jours pour celles de Miyagi, avec une variabilité très faible ou absente entre les espèces. A Fukushima les valeurs de D_{min} sont plus faibles par rapport aux préfectures de Miyagi et Iwate, et sont marquées par une forte variabilité entre les espèces, avec des valeurs comprises entre 1 et 7 jours pour les petits poissons planctonivores et les espèces du maquereau, et entre 17 et 18 jours pour les espèces de grande taille (le requin bleu et les espèces du thon). Les résultats liés au paramètre L_{eq} , qui donne des indications sur la vitesse d'accumulation du ^{137}Cs par les organismes et donc la durée nécessaire pour que leur concentration en ^{137}Cs retrouve son équilibre, montrent des valeurs proches pour les préfectures de Iwate et Miyagi avec une certaine variabilité entre les espèces (entre 110 et 170 *jours*), et des valeurs plus faibles pour Fukushima avec la présence aussi d'une variabilité inter-espèces (entre 50 et 100 *jours*). Cela signifie qu'au niveau de la préfecture de Fukushima, les espèces présentent une phase de rupture d'équilibre moins longue qu'à Miyagi et Iwate, et une vitesse d'accumulation plus élevée.

Pour déterminer les valeurs des CRs liés à la phase d'équilibre pré-accidentel et celles des CRs liés à la phase d'équilibre post-accidentel, et pour les comparer, nous avons effectué deux simulations :

- Une simulation dans laquelle les conditions pré-accidentelles en termes de concentration du ^{137}Cs dans l'eau ont été appliquées sur les années 2011 et 2012 en considérant qu'il n'y a pas eu d'accident en 2011. Les valeurs de CRs moyennées sur l'année 2012 pour chacune des espèces obtenues à partir de cette simulation sont représentées sur la Figure 8.14.
- La deuxième simulation est réalisée dans les conditions réelles avec des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau correspondant à celles qui ont été enregistrées suite l'accident de Fukushima. Les résultats de CRs obtenus à partir de cette simulation ont été représentés sur la Figure 8.15.

Les CFs calculés dans les conditions d'équilibre pré-accidentel (Figure 8.14) montrent en général une faible variabilité spatiale (entre les préfectures). De manière générale, à l'exception du requin bleu, du thon rouge et du thon à nageoires jaune qui présentent des CFs entre 150 et 200 L kg^{-1} , toutes les autres espèces présentent des valeurs comprises entre 40 et 140 L kg^{-1} . Elles sont alors cohérentes avec les valeurs observées pendant la période pré-Fukushima (1984-1990) pour les poissons des zones côtières Japonaises et qui sont comprises entre 14 et 133 L kg^{-1} (Tateda and Koyanagi [1996]). Les valeurs de CF moyennés sur tous les poissons sont calculées pour chacune des préfectures et donnent $94.4 \pm 28 \text{ L kg}^{-1}$ pour Iwate, $106.2 \pm 35 \text{ L kg}^{-1}$ pour Miyagi, $98.3 \pm 32 \text{ L kg}^{-1}$ pour Fukushima et $96.5 \pm 36 \text{ L kg}^{-1}$ pour Ibaraki. Ces valeurs sont alors très proches de 100 L kg^{-1} recommandée par IAEA [2004] comme le facteur de concentration généralisé pour le ^{137}Cs dans les poissons.

Les résultats obtenus pour les CRs correspondants à la phase de l'équilibre post-accidentel ont été reportées sur la Figure 8.15. Les valeurs de CR sont alors largement plus élevées par rapport à celles obtenues dans les conditions d'équilibre pré-accidentel. Ces valeurs sont aussi très variables d'une préfecture à l'autre dues aux concentrations non homogènes du ^{137}Cs dans l'eau et dans les proies caractérisant cette période post-accidentelle. Les CRs les plus élevés ont été obtenus pour les espèces qui se trouvent

à Miyagi, suivis par celles se trouvant à Fukushima, à Ibaraki, et enfin à Iwate. Les CRs estimés pour les espèces situées à Iwate sont compris entre 100 et 1300 L kg^{-1} , les CRs obtenus pour les espèces situées à Ibaraki varient entre 100 et 2100 L kg^{-1} . A Fukushima on a estimé des CRs entre 200 et 5000 L kg^{-1} , alors qu'à Miyagi les résultats montrent des valeurs comprises entre 200 et 6500 L kg^{-1} . Ces valeurs montrent alors la forte capacité de bioconcentration du ^{137}Cs par ces poissons suite à l'accident de Fukushima. Ces CRs relativement élevés dans le cas de la préfecture de Miyagi devraient être sur-estimés notamment pour les grands prédateurs, étant donné que les résultats obtenus dans la section 8.5 montrent que les concentrations du ^{137}Cs estimées pour les espèces provenant de cette préfecture sont en général sur-estimées comparées aux observations.

La valeur médiane du rapport de concentration du ^{137}Cs calculée pour les poissons micronectoniques prélevés en Juin 2011 (3 mois après l'accident) au large des côtes japonaises (entre 200 et 600 km de la côte), est de l'ordre de 16 (Buessler [2012]). Bien que les concentrations du ^{137}Cs dans ces poissons sont assez élevées ($11.4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ dw}$), le rapport de concentration reste faible. Cela nous laisse penser que ces prélèvements ont été effectués durant la phase de rupture d'équilibre caractérisée par des CR faibles, surtout que la durée de cette phase (L_{eq}) pour les poissons micronectoniques est estimée entre 60 et 140 jours (voir Figure 8.13 c) et que ces prélèvements ont été réalisés de 90 à 100 jours après l'accident.

8.8 La proportion relative de ^{137}Cs accumulé à partir de la nourriture

Les espèces marines hétérotrophes peuvent accumuler les radionucléides directement à partir de l'eau, et à partir de la voie trophique en assimilant des proies contaminées. Pour comprendre la contribution relative de chacune de ces sources à la quantité totale de ^{137}Cs accumulé par les différentes espèces étudiées, nous avons calculé pour chacune d'entre elles la proportion accumulée à partir de la voie trophique. Les résultats de ce calcul sont reportés sur la Figure 8.16 pour les quatre préfectures (Iwate, Miyagi, Fukushima et Ibaraki) et dans les deux situations (avant et après l'accident). Ces résultats montrent alors la prédominance de l'accumulation via la voie trophique pour toutes les espèces et dans les deux situations mais avec des proportions différentes. La variabilité entre les préfectures est négligeable pour toutes les espèces et dans les deux situations notamment après l'accident. Pour la période pré-accidentelle, la proportion de la part du ^{137}Cs accumulée via la voie trophique varie entre 60 et 90 % selon les espèces, avec des proportions légèrement plus élevées chez les espèces de petite taille par rapport à celles de grande taille. Ce résultat confirme ce qui a été reporté par les différentes études (Thomann [1981], Kasamatsu and Ishikawa [1997], Zhao et al. [2001], Rowan [2013]) qui ont souligné la prédominance de la voie trophique dans l'accumulation du césium par les organismes marins. Pendant la phase post-accidentelle, la proportion de la voie trophique a augmenté pour toutes les espèces et dans toutes les préfectures, atteignant des valeurs supérieures à 95 %. Ces résultats s'accordent parfaitement avec ceux obtenus par Tateda et al. [2013] qui ont estimé, à partir de leur modèle radioécologique, une proportion avoisinante les 100 % pour le ^{137}Cs accumulé via la voie trophique par les poissons prédateurs côtiers pendant la période post-accidentelle.

8.9 L'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité représente une étape importante dans le développement des modèles mathématiques. Elle permet d'étudier qualitativement ou quantitativement comment les variations des entrées

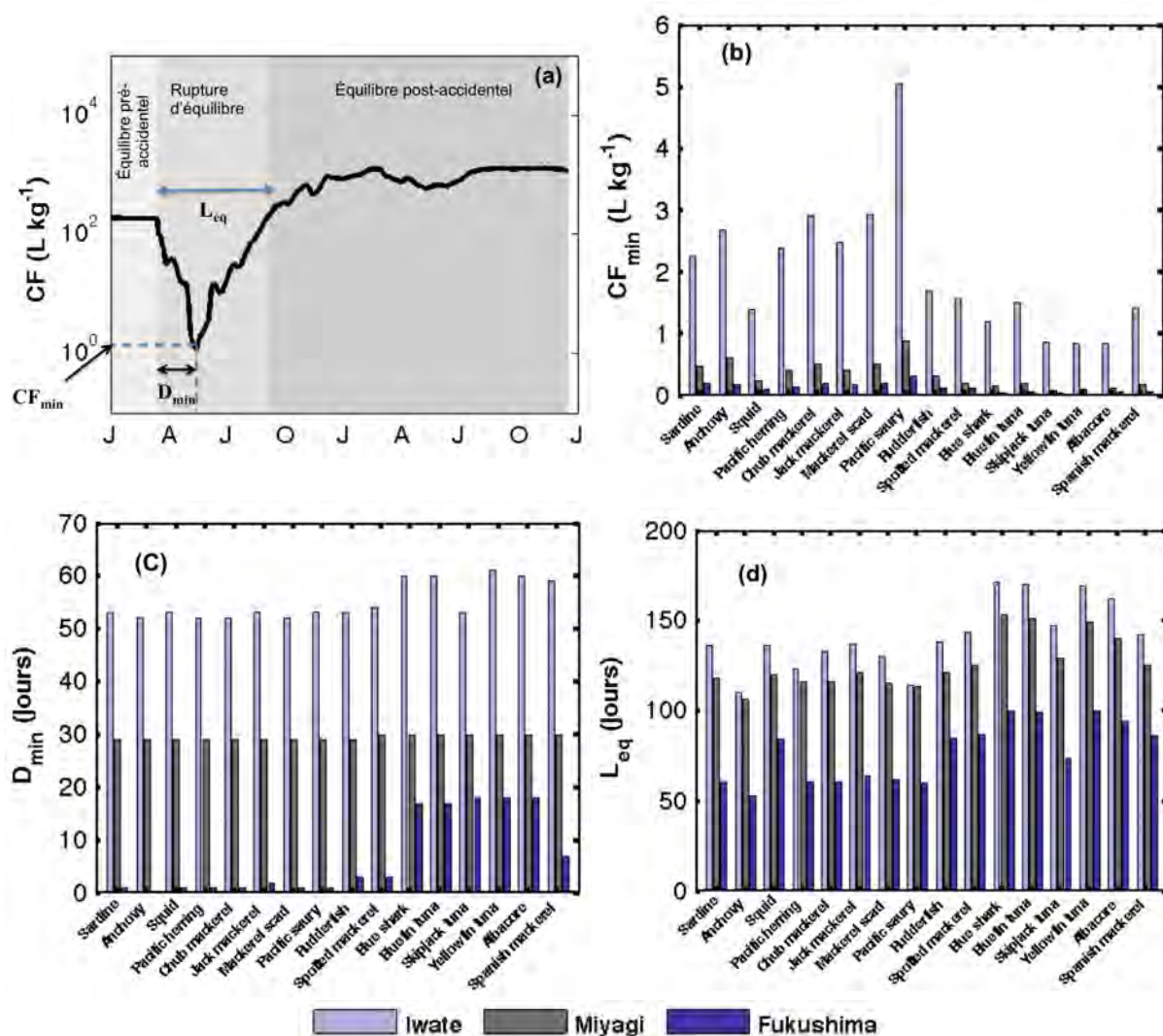


FIGURE 8.13 – (a) La courbe représentative de l'évolution temporelle de la valeur de CR pour les années 2011 et 2012, et qui illustre schématiquement la signification des paramètres CF_{min} , D_{min} et L_{eq} dont les valeurs sont illustrées respectivement sur les sous-figures (b), (c) et (d) pour les différentes espèces se trouvant dans trois préfectures différentes

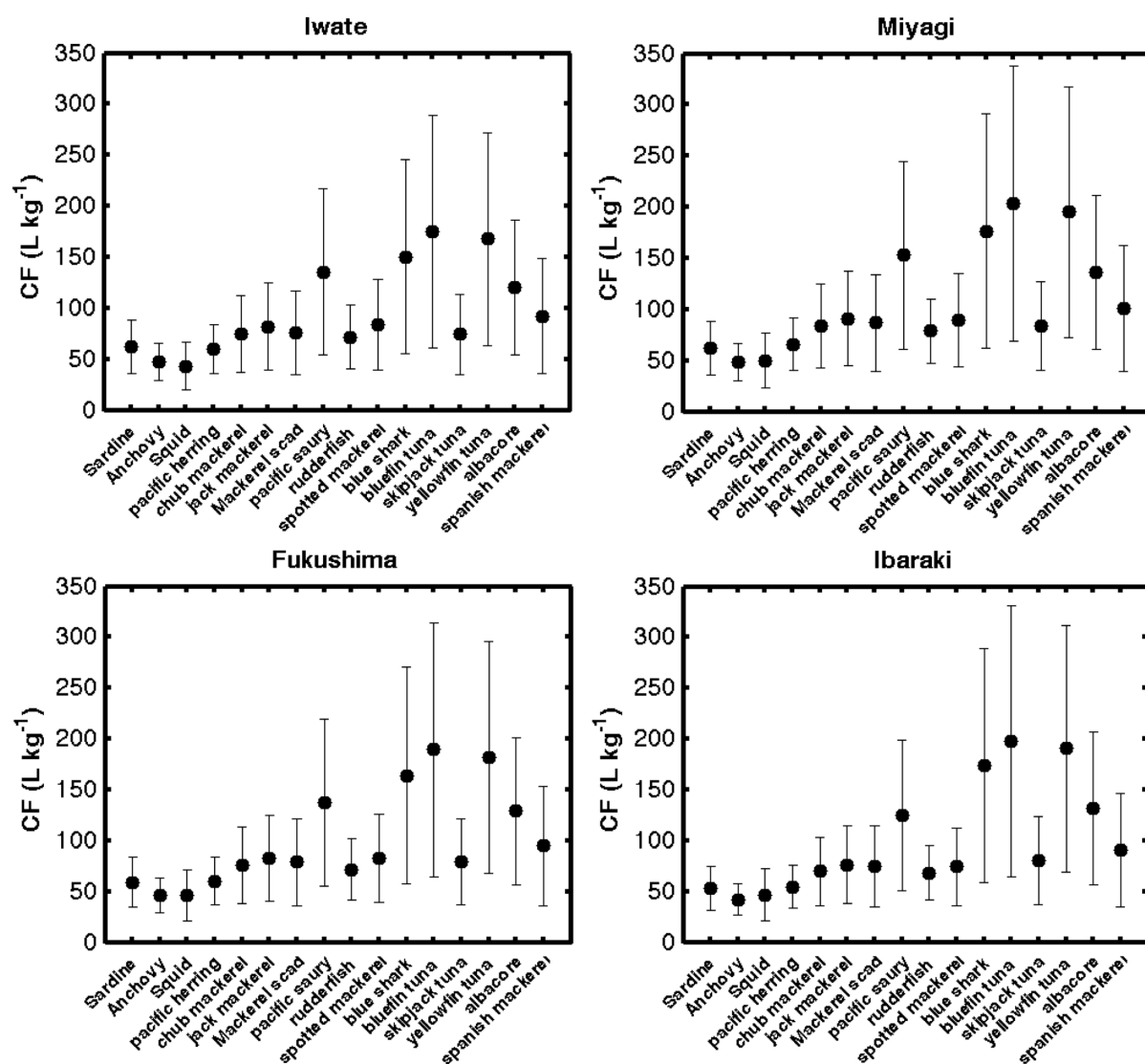


FIGURE 8.14 – Le rapport de concentration calculé dans les conditions de l'équilibre pré-accidentel (CF) pour les différentes espèces étudiées. La moyenne et l'écart-type de chaque barre d'erreur sont calculés sur la base des valeurs de CF correspondant aux différentes cohortes de l'espèce en question

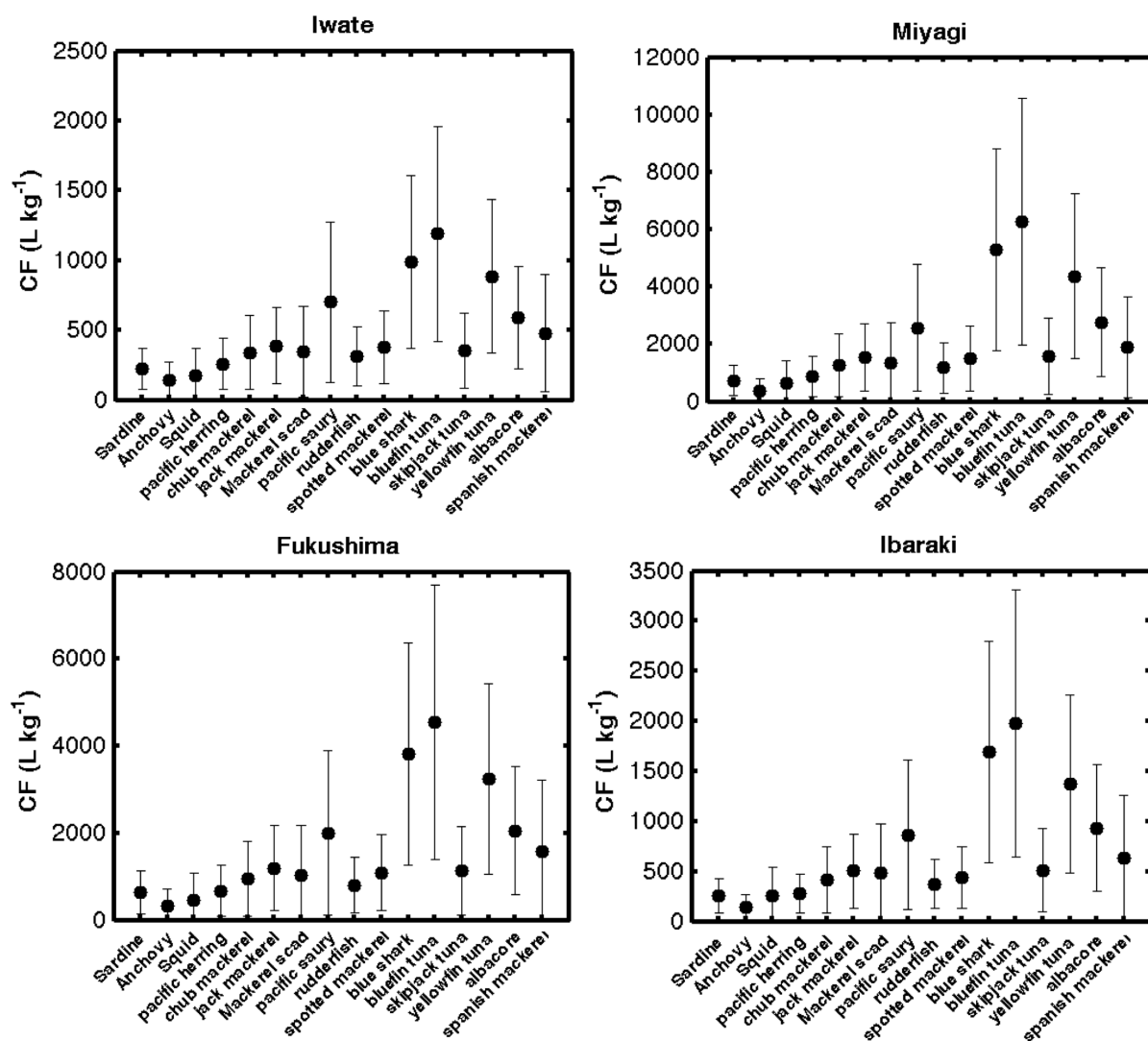


FIGURE 8.15 – Le rapport de concentration post-accidentel (CR) calculé pour les différentes espèces étudiées. La moyenne et l'écart-type sont calculés sur la base des valeurs de CR correspondant aux différentes cohortes de l'espèce en question

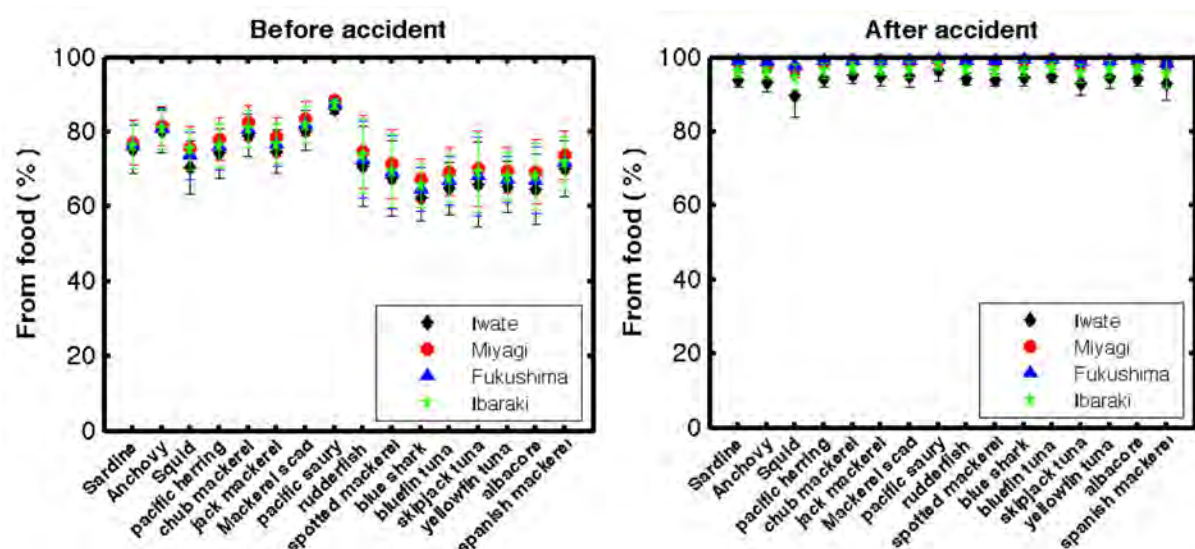


FIGURE 8.16 – Proportion relative moyenne de la part du ^{137}Cs accumulée à partir de la nourriture avant et après l'accident

d'un modèle engendrent des variations de sa sortie. Cette étape est incontournable lorsqu'il s'agit de construire, de comparer ou d'utiliser des modèles, et ce quel que soit le domaine scientifique. Les méthodes de l'analyse de sensibilité d'un modèle sont différentes, on distingue des méthodes qui fournissent des mesures quantitatives permettant d'estimer le taux de variation dans le résultat dû à la variabilité de chacune des variables d'entrée, et d'autres qui sont plutôt qualitatives permettant de classer par ordre d'importance et d'influence tous les paramètres du modèle sans pouvoir quantifier le taux de variabilité dû à chacun d'entre eux. Il est aussi important de faire la différence entre les approches locales et les approches globales. Les premières permettent d'estimer l'effet de la variation d'un seul paramètre sur la variable de sortie tout en gardant les autres paramètres fixés à leurs valeurs nominales, alors que les approches globales estiment l'effet du paramètre sur le résultat de la simulation en faisant varier simultanément toutes les variables d'entrée (Cariboni et al. [2007]).

Dans cette étude, nous avons opté pour une approche quantitative basée sur une méthode locale OAT ("One-at-a-time"). L'analyse de sensibilité est alors réalisée grâce à une version simplifiée du modèle en considérant une seule cohorte de chaque espèce et une concentration homogène du ^{137}Cs dans la nourriture, les interactions entre les espèces ne sont pas prises en compte. Cela permet de réduire le temps de calcul sans modifier la structure ni le principe du fonctionnement du modèle. Cette analyse a été effectuée indépendamment pour chacune des 16 espèces en impliquant 17 variables d'entrée dont 15 paramètres et deux variables représentant les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau et dans la nourriture. On fait alors varier chaque paramètre avec $\pm 10\%$ de sa valeur nominale en gardant tous les autres constants, et on calcule l'effet de cette variation sur le résultat du modèle en utilisant l'équation suivante :

$$S(\%) = \frac{E(p) - E}{E} \times 100$$

Avec $S(\%)$ le pourcentage de variation du résultat du modèle, $E(p)$ le résultat obtenu avec la valeur modifiée du paramètre, et E le résultat de la simulation de base c'est-à-dire lorsque tous les paramètres sont à leurs valeurs nominales.

Les résultats de cette analyse de sensibilité sont reportés dans les Tableaux 8.6 et 8.7 pour des va-

riations de +10% et de -10% dans les paramètres d'entrée du modèle respectivement. A l'issue de ces résultats, on a calculé pour chaque paramètre une médiane à partir de toutes les valeurs de $S(\%)$ liées aux différentes espèces, le résultat de ce calcul est représenté sur la Figure 8.17. Le degré d'influence de chaque paramètre sur le modèle est déterminé en fonction de la valeur de $S(\%)$ obtenue, lorsqu'elle est supérieure à 50% on considère que l'influence du paramètre est "très élevée", alors qu'une valeur de $S(\%)$ comprise entre 10 et 50% est synonyme d'une influence "élevée" du paramètre. Lorsque $S(\%)$ est compris entre 5 et 10% on estime que l'influence du paramètre est "modérée", et lorsque $S(\%)$ est inférieur à 5% l'influence du paramètre sur le modèle est considérée comme "faible" ou "non significative".

Les résultats montrent que selon les espèces, les paramètres n'ont pas le même degré d'influence sur le résultat du modèle, mais de façon générale la sensibilité envers les paramètres du métabolisme est la plus dominante. Le paramètre b_m du métabolisme standard présente le degré d'influence le plus élevé pour la majorité des espèces, alors que l'influence de l'autre paramètre du métabolisme standard (a_m) sur le résultat du modèle est juste modérée. La sensibilité du modèle au paramètre c_m , lié à l'influence de la température sur le métabolisme, est variable d'une espèce à l'autre, elle est très élevée dans le cas du calmar japonais, elle est modérée à élevée pour le requin et les espèces de thon, et reste faible pour les autres espèces. Les paramètres régissant le métabolisme actif des espèces (d_m et ψ) montrent, quant à eux, une influence élevée pour la majorité des espèces. La forte sensibilité du modèle au métabolisme de l'espèce est due au rôle que joue ce processus dans la détermination de la quantité de matière consommée et, donc, dans la détermination du flux du contaminant ingérée par l'espèce. Ce processus est généralement difficile à mesurer pour les organismes marins, et les paramètres associés ne sont pas toujours disponibles. Il est donc primordial de faire attention à leur choix et leur utilisation vu les erreurs importantes qu'ils peuvent engendrer sur le résultat du modèle.

La sensibilité du modèle aux paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy est généralement faible à l'exception de la longueur asymptotique des espèces (L_∞) qui présente une influence généralement élevée sur le résultat du modèle. Pour certaines espèces, le modèle montre aussi une sensibilité modérée envers le paramètre de croissance K . La sensibilité liée au coefficient de condition q de la relation Longueur-Poids est faible pour toutes les espèces, alors que la sensibilité du modèle à l'exposant b est parfois élevée notamment chez les espèces dont la taille est assez importante.

Les paramètres radioécologiques (μ et AE) ainsi que les variables d'entrée liées à la concentration du ^{137}Cs dans l'eau ($[Cs]_w$) et dans la nourriture ($[Cs]_f$) montrent des degrés différents d'influence sur le modèle. Le taux d'accumulation μ ainsi que $[Cs]_w$ qui déterminent la part du ^{137}Cs accumulée par l'organisme via la voie directe, montrent pour toutes les espèces une faible influence sur le résultat du modèle, alors que les paramètres liés à l'accumulation via la voie trophique (AE et $[Cs]_f$) présentent une influence modérée. Cela vient confirmer le résultat obtenu précédemment lié à la prédominance de la voie trophique sur l'accumulation du ^{137}Cs par ces espèces pélagiques. Il est à noter que la sensibilité du modèle vis-à-vis de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau devrait être sous-estimée vu que son effet sur la concentration du ^{137}Cs dans la nourriture n'a pas été pris en compte dans cette étude de sensibilité.

La sensibilité du modèle aux variations du paramètre η est faible pour certaines espèces et modérée pour d'autres, alors que la sensibilité aux variations de CAL_f est relativement modérée pour toutes les espèces.

L'ensemble des médianes calculées pour chaque paramètre sur la base de tous les taux de variation $S(\%)$ correspondant à chacun des poissons (Figure 8.17) nous a permis de classer les paramètres par ordre décroissant d'importance pour le modèle. La première position est occupée par l'exposant du mé-

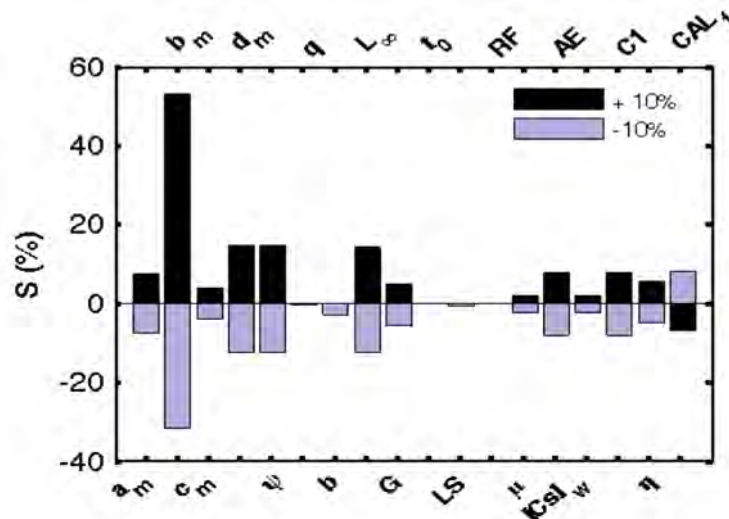


FIGURE 8.17 – Résultats de l'analyse de sensibilité, la valeur de chaque paramètre représenté ici correspond à la médiane des valeurs obtenues pour tous les poissons et qui sont reportés dans les Tableaux 8.6 et 8.7

tabolisme standard (b_m) pour lequel on obtient plus de 50% de variation dans le résultat du modèle pour seulement 10% de variation dans sa valeur de base. En deuxième position, on trouve les deux paramètres du métabolisme actif (d_m et ψ) qui génèrent environ 15% du taux de variation dans le résultat du modèle. Ces deux derniers paramètres se caractérisent par une forte incertitude vu le caractère aléatoire, instable et inconstant de la nage des poissons qui dépend de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques, et aussi la difficulté de mesurer le métabolisme actif dans les conditions réelles de l'environnement marin (Boggs and Kitchell [1991]). Il est donc très important de tenir compte de toutes ces incertitudes lors de l'interprétation des résultats du modèle. Ces trois paramètres de métabolisme sont suivis par la longueur asymptotique (L_∞) de l'équation de Von Bertalanffy qui donne environ 14% de variation dans le résultat du modèle. Ce paramètre qui est généralement bien documenté dans la littérature ne devrait pas générer des erreurs importantes sur le résultat final du modèle. Après ces quatre paramètres biologiques, viennent les deux paramètres radioécologiques AE et $[Cs]_f$ qui déterminent le taux de radioactivité accumulé via la voie trophique. Ils génèrent environ 8% de variation dans le résultat du modèle pour 10% de variation dans leurs valeurs nominales. Bien que ce taux de variation semble être modéré, la forte incertitude caractérisant l'efficacité d'assimilation du ^{137}Cs par les poissons marins pourrait considérablement biaiser le résultat final du modèle. A la fin de ce classement on retrouve le paramètre de conversion CAL_f avec 7% de taux de variation généré, suivi par le taux d'assimilation de nourriture η qui génère environ 6% de variation dans le résultat du modèle, alors que le reste des paramètres génère des taux de variation négligeables.

TABLE 8.6 – Pourcentages de variation du modèle ($S\%$) obtenus à partir de l'analyse de sensibilité utilisant la méthode OAT. Le coefficient de variation du paramètre est de + 10%. Les chiffres représentent : (1) sardine, (2) anchois, (3) calmar, (4) hareng, (5) maquereau blanc, (6) chinchard, (7) comète maquereau, (8) balaou, (9) stromaté, (10) maquereau commun, (11) requin bleu, (12) thon rouge, (13) bonite, (14) thon à nageoires jaune, (15) thon albacore, (16) maquereau espagnol

Paramètre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Métabolisme																
a_m	7.22	6.9	5.63	7.17	8.11	8.29	8.11	8.19	8.27	8.59	6.56	8.16	6.03	7.25	6.91	7.78
b_m	32.75	22.13	44.23	31.91	43.79	53	53.1	38.66	49.55	56.33	114.04	136.03	58.02	105.16	73.78	63.42
c_m	3.43	3.27	218.11	3.41	3.86	3.95	3.86	3.9	8.21	4.09	11.5	11.89	8.79	10.58	10.07	0.36
d_m	10.47	7.77	2.92	10.6	15.72	22.08	19.9	17.8	13.85	22.32	15.79	21.52	4.04	12.99	7.65	23.93
ψ	10.47	7.77	2.92	10.6	15.72	22.08	19.9	17.8	13.85	22.32	15.79	21.52	4.04	12.99	7.65	23.93
Longueur/Poids																
q	0.8	0.47	1.35	0.52	0.31	0.2	-0.6	0.45	0.56	0.28	-1.3	-1.54	-0.48	-1.37	-0.74	-0.9
b	7.61	3.04	12.89	3.86	1.95	-0.27	-10.3	4.09	4.27	0.47	-21.92	-23.83	-11.51	-20.18	-14.31	-15.41
Croissance																
L_∞	12.97	9.12	6.39	12.09	16.61	22.43	17.27	19.2	15.56	23.09	10.68	15.79	2.23	8.33	5.25	20.06
K	3.52	3.73	3.75	4.67	5.05	6.6	8.12	5.31	4.12	6.95	5.75	7.86	3.43	4.39	3.97	8.4
t_0	0	0	0.59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radioécologie																
μ	2.65	2.54	3.58	2.53	1.75	1.6	1.43	1.69	1.62	1.34	3.27	1.75	3.25	2.51	2.84	1.7
AE	7.35	7.46	6.42	7.47	8.25	8.4	8.57	8.31	8.38	8.66	6.73	8.25	6.75	7.49	7.16	8.3
$[Cs]_w$	2.65	2.54	3.58	2.53	1.75	1.6	1.43	1.69	1.62	1.34	3.27	1.75	3.25	2.51	2.84	1.7
$[Cs]_f$	7.35	7.46	6.42	7.47	8.25	8.4	8.57	8.31	8.38	8.66	6.73	8.25	6.75	7.49	7.16	8.3
Consommation																
η	5.25	5.33	2.6	5.34	5.9	6	6.12	5.93	5.99	6.18	3.49	5.89	4.82	5.35	5.11	5.93
CAL_f	-6.56	-6.27	-5.12	-6.52	-7.37	-7.54	-7.37	-7.45	-7.52	-7.81	-5.97	-7.42	-5.48	-6.6	-6.28	-7.07

TABLE 8.7 – Pourcentages de variation du modèle ($S\%$) obtenus à partir de l'analyse de sensibilité utilisant la méthode OAT. Le coefficient de variation du paramètre est de - 10%. Les chiffres représentent : (1) sardine, (2) anchois, (3) calmar, (4) hareng, (5) maquereau blanc, (6) chinchard, (7) comète maquereau, (8) balaou, (9) stromaté, (10) maquereau commun, (11) requin bleu, (12) thon rouge, (13) bonite, (14) thon à nageoires jaune, (15) thon albacore, (16) maquereau espagnol

Paramètre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Métabolisme																
a_m	-7.2	-6.9	-5.6	-7.2	-8.1	-8.3	-8.1	-8.2	-8.3	-8.6	-6.5	-8.1	-6	-7.2	-6.9	-7.8
b_m	-22.5	-16.7	-24.7	-22.1	-28.4	-32.3	-32	-26.2	-31	-34	-41.6	-49	-29.5	-42.9	-35.7	-34.9
c_m	-3.3	-3.1	-45.7	-3.2	-3.7	-3.7	-3.7	-3.7	-7.4	-3.9	-9.7	-10.3	-7.6	-9.2	-8.7	-0.4
d_m	-9.1	-7	-2.8	-9.2	-13.2	-17.4	-15.9	-14.6	-11.8	-17.7	-12.7	-17	-3.8	-11	-6.9	-18.2
ψ	-9.1	-7	-2.8	-9.2	-13.2	-17.4	-15.9	-14.6	-11.9	-17.7	-12.7	-17	-3.8	-11	-6.9	-18.2
Longueur/Poids																
q	-0.9	-0.5	-1.5	-0.6	-0.3	-0.2	0.6	-0.5	-0.6	-0.3	1.5	1.7	0.5	1.5	0.8	0.9
b	-7.2	-3.8	-13.8	-4.5	-3.4	-2.1	8.5	-4.8	-5.5	-3.3	32.4	33.5	4.3	27	5.9	12.4
Croissance																
L_∞	-11.7	-8.7	-6.6	-11	-14.4	-18.3	-14.5	-16.2	-13.7	-18.8	-8.8	-12.8	-2.7	-7.1	-5.2	-16.3
K	-4.1	-4.1	-5	-5.2	-5.7	-7.3	-8.4	-6	-4.8	-7.7	-5.8	-7.9	-3.6	-4.7	-4.2	-8.8
t_0	0	0	-0.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LS	-0.4	-0.7	-4.7	0	-3.7	-1.3	0	0.2	-3.3	-8.5	0	0	0	0	-2.4	-0.7
Radioécologie																
μ	-2.6	-2.5	-3.6	-2.5	-1.7	-1.6	-1.4	-1.7	-1.6	-1.3	-3.3	-1.7	-3.2	-2.5	-2.8	-1.7
AE	-7.3	-7.4	-6.4	-7.5	-8.2	-8.4	-8.6	-8.3	-8.4	-8.6	-6.7	-8.2	-6.7	-7.5	-7.2	-8.3
$[Cs]_w$	-2.6	-2.5	-3.6	-2.5	-1.7	-1.6	-1.4	-1.7	-1.6	-1.3	-3.3	-1.7	-3.2	-2.5	-2.8	-1.7
$[Cs]_f$	-7.3	-7.4	-6.4	-7.5	-8.2	-8.4	-8.6	-8.3	-8.4	-8.6	-6.7	-8.2	-6.7	-7.5	-7.1	-8.3
Consommation																
η	-4.6	-4.6	-2.4	-4.6	-5.1	-5.2	-5.3	-5.2	-5.2	-5.4	-3.1	-5.1	-4.2	-4.7	-4.5	-5.2
CAL_f	8	7.6	6.2	8	9	9.2	9	9.1	9.2	9.5	7.3	9	6.7	8	7.7	8.6

8.10 Conclusion

L'application du modèle présenté dans les deux chapitres précédents pour l'estimation de la concentration du ^{137}Cs dans les espèces pélagiques les plus dominantes du Pacifique nord-ouest et les plus importantes de point de vue commercial, a permis de déterminer leur degré de contamination et son évolution dans le temps. Les résultats obtenus pour la période pré-accidentelle sont en parfait accord avec les observations. Pour la période post-accidentelle, les résultats obtenus sont en général satisfaisants compte tenu des nombreuses incertitudes associées aux paramètres du modèle, aux données de forçage, et aux hypothèses théoriques sur lesquelles est basée cette approche. Cette étude a aussi montré que des sous-estimations des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau ainsi que les mouvements migratoires de certaines espèces pourraient être à l'origine des différences considérables entre les résultats de simulation et les observations obtenues pour certaines espèces étudiées.

Cette étude a aussi montré une bonne corrélation entre la concentration du ^{137}Cs et la taille asymptotique de l'espèce, signifiant que les espèces de grandes tailles ont souvent des niveaux de contamination plus élevés que les espèces de petite taille. Cela est principalement dû aux différences dans le régime alimentaire qui existent entre ces différentes espèces. On observe également souvent une augmentation de la concentration du ^{137}Cs avec la taille chez la même espèce, qui semble correspondre également à des changements de régime alimentaire au cours de la vie de l'espèce (*cf* Kasamatsu and Ishikawa [1997], Harmelin-Vivien et al. [2012]).

La dynamique de la concentration du ^{137}Cs dans les différentes espèces après l'accident présente deux phases essentielles, une phase de croissance jusqu'à atteindre la valeur maximale suivie d'une phase de décroissance exponentielle. La phase de croissance commence immédiatement après l'accident et dure entre 50 et 100 jours pour les petits poissons pélagiques et les espèces de maquereau, entre 100 et 200 jours pour le maquereau espagnol et les deux espèces de thon (la bonite et albacore), et entre 250 et 300 jours pour les prédateurs supérieurs (requin bleu, thon rouge et thon à nageoires jaunes). La demi-vie écologique caractéristique de la phase de décroissance a été estimée pour les différentes espèces, et montre une variation selon la taille et le régime alimentaire des espèces. Elle est comprise entre 80 et 150 jours pour les petits poissons planctonivores, entre 150 et 230 pour les espèces de maquereau, entre 250 et 400 jours pour les 3 espèces de thon, et entre 500 et 800 jours pour les prédateurs supérieurs à savoir le requin bleu et le thon rouge. Les concentrations maximales dans les différentes espèces ne dépassent généralement la norme de consommation des produits de la mer (100 Bq kg^{-1}) que pour les espèces récoltées dans la préfecture de Fukushima.

Les facteurs de concentration estimés pour les différentes espèces pendant la période d'équilibre pré-accidentelle ont montré une grande similarité avec ceux reportés dans la littérature (Tateda and Koyanagi [1996], IAEA [2004]). Cette bonne adéquation nous conforte dans la capacité du modèle à reproduire les taux de contamination observés chez ces espèces aussi bien dans les phases d'équilibre que de déséquilibre immédiatement après l'accident. Les rapports de concentration obtenus pour la période post-accidentelle sont 5 à 30 fois supérieurs à ceux de la période pré-accidentelle selon l'espèce et la préfecture considérées.

La prédominance de l'accumulation du ^{137}Cs via la voie trophique par ces espèces, soulignée à plusieurs reprises par différents auteurs, a été confirmée dans cette étude avec des proportions variant entre 60 et 90% pour la période pré-accidentelle, et qui s'élèvent jusqu'à plus de 95% pour toutes les espèces et dans toutes les préfectures durant la période post-accidentelle. L'étude de sensibilité a montré

que les paramètres liés au métabolisme des espèces sont les plus influents sur les résultats du modèle, dû au rôle important joué par ces paramètres dans la détermination de la quantité de matière consommée par l'organisme et donc de la quantité du ^{137}Cs potentiellement ingérée. Cette analyse de sensibilité a aussi souligné l'importance de la taille asymptotique de l'espèce dans la détermination de son taux de contamination par le ^{137}Cs . Enfin, il est important de noter que les résultats de ce modèle obtenus pour la période post-accidentelle et leur interprétation ne s'appliquent qu'aux espèces qui effectuent des déplacements locaux, vue la forte hétérogénéité spatiale en termes de concentration du ^{137}Cs dans l'eau caractérisant cette période suite à l'accident nucléaire de Fukushima.

Chapitre 9

Conclusion générale

9.1 Synthèse des résultats

La problématique générale de cette thèse concerne la modélisation des niveaux de contamination en radionucléides des espèces marines pélagiques suite à l'accident nucléaire de la centrale de Fukushima Dai-ichi survenu le 11 mars 2011. Cet accident a été à l'origine d'une forte contamination du milieu marin notamment près de la centrale nucléaire endommagée. Les trois principaux radionucléides rejetés en mer suite à cet accident sont l'iode-131 et les deux isotopes du césium (^{137}Cs et ^{134}Cs). L'iode-131 possède une demi-vie relativement courte (8 jours), ce qui a entraîné sa disparition rapide dans la colonne d'eau. Les isotopes 134 et 137 du césium possèdent des demi-vies d'environ 2 et 30 ans respectivement, et persistent donc plus longtemps dans le milieu. Étant donné que les isotopes d'un même élément ont des propriétés chimiques identiques nous avons plus particulièrement traité dans cette thèse le cas du ^{137}Cs , élément à demi-vie relativement longue et dont le comportement a été largement suivi dans le milieu marin suite aux retombées des essais nucléaires atmosphériques.

La communauté pélagique est essentiellement composée d'un ensemble d'espèces planctoniques et nectoniques. La différence entre les deux réside dans leur capacité de déplacement : les espèces planctoniques sont peu ou pas mobiles, leurs déplacements sont essentiellement assurés par les courants marins, alors que les organismes nectoniques possèdent une capacité de nage leur permettant de contourner les courants. Les espèces planctoniques constituent la base de la chaîne trophique pélagique et composent le régime alimentaire de plusieurs espèces nectoniques.

Une approche basée sur un modèle écosystémique pour étudier la contamination des populations planctoniques

La première partie de cette thèse est consacrée à l'étude de la contamination des populations planctoniques. La démarche de modélisation utilisée repose sur un modèle radioécologique spécifiquement développé pour les besoins de cette étude couplé à un modèle de l'écosystème. Ce dernier est composé d'un modèle biogéochimique de la dynamique des populations planctoniques, et d'un modèle de circulation régionale pour assurer leur déplacement. Le modèle radioécologique permet d'estimer de façon dynamique les concentrations du radionucléide chez les populations planctoniques, en se basant sur la concentration du radionucléide dans l'eau et sur un ensemble de paramètres radioécologiques supposés constants et estimés par calibration. D'autres paramètres à caractère écologique (taux d'ingestion

de la nourriture, excrétion, égestion, etc) sont supposés varier avec les variations spatio-temporelles des conditions environnementales (température, lumière, nutriments, etc), et sont directement estimés par le modèle biogéochimique. Cette démarche de modélisation est basée sur l'hypothèse que le transfert des radionucléides le long de la chaîne trophique se fait de façon analogue à celui de la matière organique, et son choix pour cette étude est justifié 1) par les conditions de déséquilibre et la forte variabilité spatio-temporelle des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau caractérisant cette période post-accidentelle, 2) par le fait que le déplacement de ces populations est assuré par les courants au même titre que les radionucléides, 3) par la forte variabilité spatiale des facteurs environnementaux caractérisant la région du Pacifique nord-ouest, ce qui engendre une forte variabilité des paramètres écologiques utilisés dans le modèle radioécologique, et enfin 4) par le fait que dans cette partie on s'intéresse à une échelle de population (et non pas à une échelle de l'individu) ce qui nécessite de représenter explicitement son cycle biogéochimique complet afin de pouvoir caractériser et prendre en compte tous les flux de gain et de perte de radionucléides par la population en question.

L'analyse de sensibilité aux différents paramètres du modèle a montré une forte sensibilité de la concentration du ^{137}Cs dans les populations planctoniques vis-à-vis de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau. Ce résultat est logique étant donné que le phytoplancton accumule l'intégralité de son césium à partir de l'eau, et que le régime alimentaire du zooplancton est essentiellement basé sur le phytoplancton. L'efficacité d'assimilation du radiocésium par le zooplancton a elle aussi une forte influence sur leur niveau de contamination, justifiée par le fait que la majeure partie du ^{137}Cs est accumulée par ces espèces via la voie trophique. Les paramètres écologiques ont une influence faible à modérée sur les résultats des estimations.

Les résultats de l'estimation des concentrations du ^{137}Cs dans le zooplancton ont été validés en les confrontant aux quelques données d'observation disponibles après l'accident. Ces résultats ont montré que les concentrations maximales dans ces populations ont été atteintes environ 1 mois après l'accident, avec des valeurs 2 à 4 ordres de grandeur supérieures à celles qui ont été observées avant l'accident suivant la distance par rapport à la source. Bien que ces niveaux de contamination soient relativement élevés, la valeur maximale estimée pour le débit de la dose absorbée (calculée uniquement pour le ^{137}Cs) est environ 3 ordres de grandeur inférieure à la valeur de référence ($10\mu\text{Gy h}^{-1}$) définie comme étant le débit de dose à partir duquel les effets sur ces populations peuvent être ressentis. Les facteurs de transfert calculés pour les différents groupes de zooplancton sont en moyenne légèrement supérieurs à 1, mettant ainsi en évidence la présence d'une légère biomagnification chez ces premiers maillons de la chaîne trophique.

Un modèle structuré en taille pour étudier la contamination des espèces nectoniques

La deuxième partie de cette thèse est dédiée à l'étude de la contamination des espèces nectoniques. Dans cette étude nous avons construit un réseau trophique simplifié composé des 16 espèces dominantes de l'écosystème pélagique du Pacifique nord-ouest et les plus importantes d'un point de vue commercial. Un modèle du transfert des radionucléides a donc été développé pour estimer le niveau de contamination en ^{137}Cs de ces espèces. Une des originalités de ce modèle réside dans le fait qu'il est structuré en taille. En effet, chaque espèce est subdivisée en un ensemble de cohortes dont le nombre est fonction de la durée de vie de l'espèce et de sa fréquence annuelle de reproduction. Cela permet de mieux tenir compte des relations de prédation généralement opportunistes dans le milieu marin. Cette nouvelle méthode a

permis, contrairement aux approches traditionnelles, de bien représenter la variabilité des niveaux de contamination entre des espèces différentes ou bien entre les différentes classes de taille d'une même espèce.

Ce modèle générique qui n'a été testé que pour le ^{137}Cs , a tout de même montré sa capacité à estimer les niveaux de contamination de différentes espèces appartenant à des échelons trophiques différents, aussi bien dans des conditions d'équilibre que dans les conditions accidentelles. Les résultats obtenus pour la période pré-accidentelle sont en parfait accord avec les observations. Pour la période post-accidentelle, les résultats obtenus sont en général satisfaisants compte tenu des nombreuses incertitudes associées aux paramètres du modèle, aux données de forçage, et aux hypothèses théoriques sur lesquelles est basée cette approche. Cette étude a aussi montré que des sous-estimations des concentrations du ^{137}Cs dans l'eau ainsi que les mouvements migratoires de certaines espèces pouvaient être à l'origine des différences considérables entre les résultats de simulation et les observations obtenues pour certaines espèces étudiées. Il serait néanmoins intéressant de confronter ces résultats à de nouvelles données lorsque celles-ci seront disponibles, afin d'améliorer la validation du modèle.

Les concentrations maximales en ^{137}Cs estimées par le modèle pour les différentes espèces ne dépassent pas généralement la limite de consommation des produits de la mer fixée par les autorités japonaises à $100 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ frais}$ à l'exception des espèces de la préfecture de Fukushima. La phase de décroissance des concentrations a commencé pour les différentes espèces étudiées, avec des demi-vies écologiques simulées qui apparaissent très variables d'une espèce à une autre en fonction de leur taille. Elles varient de 80 jours pour les anchois jusqu'à un peu moins de 800 jours pour le requin bleu et le thon rouge. Les rapports de concentration simulés pour la période post-accidentelle sont environ 5 à 30 fois supérieurs à ceux de la période pré-accidentelle selon l'espèce et la préfecture considérées. La prédominance de l'accumulation du ^{137}Cs via la voie trophique par les différentes espèces a une nouvelle fois été confirmée à l'occasion de cette étude.

Enfin, il est important de noter que les résultats de ce modèle obtenus pour la période post-accidentelle et leur interprétation ne s'appliquent qu'aux espèces sédentaires ou celles qui effectuent des déplacements limités, vue la forte hétérogénéité spatiale de la concentration du ^{137}Cs dans l'eau caractérisant cette période.

9.2 Limites de l'étude

Comme toute étude portant sur les systèmes vivants, le travail réalisé ici a nécessité des simplifications et approximations, et comporte un certain nombre de limites qu'il est important de connaître. Tout d'abord, il faut rappeler que les approches de modélisation employées dans cette thèse ne sont qu'un miroir déformant de la réalité, elles visent à simuler le transfert des radionucléides aux organismes vivants en se basant sur un ensemble d'hypothèses constituant notre compréhension des processus de transfert et du fonctionnement de l'écosystème marin.

Des contraintes de temps et de manque de connaissances nous ont mené à effectuer des choix parmi les processus et caractéristiques de l'écosystème à représenter. Certaines simplifications se sont révélées être importantes pour pouvoir effectuer ce travail, et de futurs développements sont à planifier pour améliorer certains de ces aspects. C'est notamment le cas de la croissance des espèces de poisson que nous avons supposée suivre la loi idéale de Von Bertalanffy, ou encore le taux de consommation de la nourriture déterminé à partir d'un bilan bioénergétique à l'équilibre. Or, dans le milieu naturel, des

facteurs environnementaux comme la non disponibilité de la nourriture, la température, la compétition entre les espèces, etc, peuvent largement affecter ces deux paramètres et conduire l'espèce à la famine ou même à la mort. Il s'agit aussi des paramètres qui déterminent le nombre d'individus de chaque espèce tels que l'effort de pêche non pris en compte dans le modèle, ou encore le taux de recrutement considéré ici constant pour toutes les espèces. Ces paramètres qui, dans cette approche de prédation opportuniste, jouent un rôle dans la sélection des proies par les prédateurs, peuvent alors modifier le régime alimentaire de l'espèce qui joue un rôle important dans la détermination de la quantité de radionucléide accumulée.

Une autre limite de l'étude concerne les données d'observation. Dans le cas des espèces planctoniques par exemple, les données sont très rares que ce soit avant ou après l'accident. La confrontation des résultats obtenus à partir du modèle avec ces observations n'est donc pas toujours évidente, notamment pour le phytoplancton pour lequel aucune donnée n'est disponible. Pour le zooplancton, les quelques données disponibles sont largement insuffisantes pour la validation ou la calibration du modèle. Dans le cas des espèces de poisson, les données disponibles sont limitées par le fait qu'elles ne concernent qu'un certain nombre d'espèces, et qu'on ne dispose pas de certaines informations importantes telles que la taille de l'espèce et la position géographique du lieu de la capture. Une autre contrainte est liée à l'histoire de l'espèce, c'est à dire que même si on connaît la position où le poisson a été capturé, il est difficile, voire impossible, de connaître la trajectoire empruntée par ce poisson avant sa capture. La trajectoire joue un rôle primordial dans la détermination de son niveau de contamination notamment dans les conditions accidentelles caractérisées par une forte hétérogénéité spatiale en terme de concentrations des radionucléides dans l'eau. Il est donc fortement déconseillé d'utiliser de telles données pour la validation des modèles sauf dans le cas où l'espèce est connue pour sa sédentarité ou ses déplacements limités (l'anchois par exemple).

Enfin, les concentrations du ^{137}Cs dans l'eau, utilisées dans le modèle radioécologique de transfert aux organismes, sont issues des résultats de la simulation de la dispersion des rejets de ce radionucléide dans l'eau qui ont eu lieu pendant le mois qui a suivi l'accident. En effet, bien que ce modèle de dispersion soit validé près de la centrale (< 30 km) ([Estournel et al. \[2012\]](#)), des erreurs et des imprécisions liées à l'estimation des concentrations restent possibles. Les études de sensibilité réalisées pendant cette thèse, ont montré que de telles erreurs devraient engendrer des erreurs considérables sur les estimations des niveaux de contamination des populations planctoniques et de toute la chaîne alimentaire pélagique.

9.3 Les perspectives

Identifiée comme étant une limite de l'étude, la rareté des paramètres radioécologiques liés aux espèces planctoniques notamment le phytoplancton constitue un obstacle majeur qui doit être comblé. Il s'agit essentiellement du taux d'accumulation du radionucléide directement à partir de l'eau, le taux d'élimination biologique, mais également pour les organismes hétérotrophes le taux d'assimilation du radionucléide contenu dans la nourriture. Des expériences en laboratoire ou des mesures régulières dans le milieu naturel pourraient être envisagées par les radioécologistes afin de déterminer ces différents paramètres nécessaires pour ce type de modélisation. La détermination précise de ces paramètres devrait largement diminuer le niveau d'incertitude, ce qui permettrait d'améliorer la qualité et la robustesse de ces modèles. Ces paramètres devraient être estimés dans des conditions d'équilibre et des conditions pseudo-accidentelles, afin de vérifier si de telles conditions peuvent engendrer des modifications substantielles par rapport à leurs valeurs à l'équilibre.

La prise en compte des mouvements de poissons dans les modèles de transfert semble primordiale dans des conditions accidentelles caractérisées par une forte hétérogénéité spatiale et temporelle des niveaux de contamination de l'eau. Le couplage du modèle radioécologique de transfert à un modèle de déplacement des poissons devrait donc également être envisagé. Les méthodes utilisées pour représenter les mouvements des poissons sont diverses, je cite à titre d'exemple celles qui sont basées sur des équations d'advection-diffusion des stocks de poissons (Bertignac et al. [1998], Maury and Gascuel [1999], Lehodey et al. [2003]). L'advection est alors supposée être proportionnelle au gradient d'un indice dit "de condition favorable", qui est, lui aussi, fonction de certains paramètres environnementaux tels que la température, la production primaire, etc. Le principe de cette méthode repose sur l'hypothèse que les poissons se dirigent généralement vers les endroits qui leur assurent le maximum d'énergie. Il serait donc intéressant d'appliquer une telle méthode pour représenter les mouvements des espèces étudiées, d'autant que beaucoup d'outils ont déjà été mis en place dans le cadre de cette thèse (grille, modèle de circulation régionale, modèle biogéochimique, etc). L'élargissement de la zone d'étude de manière à ce qu'elle puisse s'adapter aux importants mouvements migratoires de certaines espèces, tel le thon rouge qui effectue des migrations entre les côtes japonaises et américaines, est aussi envisageable.

Comme nous l'avons signalé auparavant, les matières organiques particulières issues notamment de la mort du plancton et des pelotes fécales des différentes espèces, s'agglutinent et forment des agrégats de grande taille qui sédimentent ensuite pour rejoindre le sédiment. Dans les conditions accidentelles caractérisées par des niveaux de contamination importants de la colonne d'eau, ce processus est une source importante de contamination pour les écosystèmes benthiques, comme cela a été observé en Méditerranée où des radionucléides marqueurs des retombées de Tchernobyl ont été retrouvés dans la matière récoltée dans des pièges à particules placés à 200 m de profondeur seulement quelques jours après l'accident de Tchernobyl (Fowler et al. [1987]). Il serait donc très intéressant de quantifier cet export vers le compartiment benthique, afin de pouvoir établir un bilan complet du devenir du radiocésium rejeté suite à l'accident de Fukushima dans le milieu marin. Une variable liée à la matière organique particulière est représentée dans le modèle biogéochimique utilisé dans la première partie de cette thèse, on peut donc imaginer lui associer les processus liés aux gains et pertes de ce radionucléide. Une telle étude sera aussi primordiale pour toute autre étude visant à modéliser la contamination des organismes benthiques. La forte contamination du sédiment marin suite à l'accident de Fukushima devrait persister plus longtemps que dans le milieu pélagique, et devrait largement affecter les organismes benthiques. De fait, les données reportées par le MAFF montrent clairement la forte contamination des espèces benthiques comparées aux espèces pélagiques (Buessler [2012]). L'application d'une approche de modélisation pour étudier la contamination de ces espèces permettrait de mieux statuer sur leurs niveaux de contamination, et apporterait de plus amples connaissances sur les mécanismes de transfert dans ce milieu où les réseaux trophiques sont généralement plus complexes.

Bibliographie

- Aarkrog, A. (2003). Input of anthropogenic radionuclides into the world ocean. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography*, 50(17) :2597–2606.
- Aita, M. N., Yamanaka, Y., and Kishi, M. J. (2007). Interdecadal variation of the lower trophic ecosystem in the northern Pacific between 1948 and 2002, in a 3-D implementation of the NEMURO model. *Ecological Modelling*, 202(1) :81–94.
- Andersen, K. H. and Beyer, J. (2006). Asymptotic size determines species abundance in the marine size spectrum. *The American Naturalist*, 168(1) :54–61.
- Aoyama, M. and Hirose, K. (2003). Temporal variation of ^{137}Cs water column inventory in the North Pacific since the 1960s. *Journal of Environmental Radioactivity*, 69(1) :107–117.
- Aoyama, M., Hirose, K., and Igarashi, Y. (2006). Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout. *Journal of Environmental Monitoring*, 8(4) :431–438.
- Aoyama, M., Hirose, K., Miyao, T., Igarashi, Y., and Povinec, P. (2001). ^{137}Cs activity in surface water in the western North Pacific. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 248(3) :789–793.
- Aoyama, M., Tsumune, D., and Hamajima, Y. (2013). Distribution of ^{137}Cs and ^{134}Cs in the North Pacific Ocean : impacts of the TEPCO Fukushima-Daiichi NPP accident. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 296(1) :535–539.
- Arakawa, A. and Lamb, V. R. (1977). Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model. *Methods in computational physics*, 17 :173–265.
- Auclair, F., Marsaleix, P., and De Mey, P. (2003). Space-time structure and dynamics of the forecast error in a coastal circulation model of the Gulf of Lions. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 36(4) :309–346.
- Bailly du Bois, P., Laguionie, P., Boust, D., Korsakissok, I., Didier, D., and Fiévet, B. (2012). Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 114 :2–9.
- Bertignac, M., Lehodey, P., and Hampton, J. (1998). A spatial population dynamics simulation model of tropical tunas using a habitat index based on environmental parameters. *Fisheries Oceanography*, 7(3-4) :326–334.
- Bethke, E. and Bernreuther, M. (2010). A simple approach for the estimation of food consumption from growth rates at different environmental conditions and its application to juvenile cod (*Gadus morhua* L.) of a fjordic sea loch on the west coast of Scotland. *Informationen aus der Fischereiforschung*, 57 :49–61.
- Blank, J. M., Farwell, C. J., Morrisette, J. M., Schallert, R. J., and Block, B. A. (2007). Influence of swimming speed on metabolic rates of juvenile Pacific bluefin tuna and yellowfin tuna. *Physiological and Biochemical Zoology*, 80(2) :167–177.

- Boggs, C. H. and Kitchell, J. F. (1991). Tuna metabolic rates estimated from energy losses during starvation. *Physiological Zoology*, 64(2) :502–524.
- Brill, R. W. (1987). On the standard metabolic rates of tropical tunas, including the effect of body size and acute temperature change. *Fish. Bull.*, 85(1) :25–35.
- Brown, J., Børretzen, P., Dowdall, M., Sazykina, T., and Kryshev, I. (2004a). The derivation of transfer parameters in the assessment of radiological impacts on Arctic marine biota. *Arctic*, 57(3) :279–289.
- Brown, J., Dowdall, M., Gwynn, J. P., Børretzen, P., Selnæs, Ø., Kovacs, K. M., and Lydersen, C. (2006). Probabilistic biokinetic modelling of radiocaesium uptake in Arctic seal species : verification of modelled data with empirical observations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 88(3) :289–305.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., and West, G. B. (2004b). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7) :1771–1789.
- Buesseler, K. O. (2012). Fishing for answers off Fukushima. *Science*, 338(6106) :480–482.
- Buesseler, K. O. (2014). Fukushima and ocean radioactivity. *Oceanography*, 27(1) :92–105.
- Buesseler, K. O., Jayne, S. R., Fisher, N. S., Rypina, I. I., Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C. F., Douglass, E. M., George, J., Macdonald, A. M., et al. (2012). Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(16) :5984–5988.
- Cariboni, J., Gatelli, D., Liska, R., and Saltelli, A. (2007). The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling*, 203(1) :167–182.
- Carlson, J. K., Palmer, C. L., and Parsons, G. R. (1999). Oxygen consumption rate and swimming efficiency of the blacknose shark, *Carcharhinus acronotus*. *Copeia*, 1999(1) :34–39.
- Charette, M. A., Breier, C. F., Henderson, P. B., Pike, S. M., Rypina, I. I., Jayne, S. R., and Buesseler, K. O. (2013). Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*, 10 :2159–2167.
- Charmasson, S. (2003). ¹³⁷Cs inventory in sediment near the Rhone mouth : role played by different sources. *Oceanologica Acta*, 26(4) :435–441.
- Clarke, A. and Johnston, N. M. (1999). Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology*, 68(5) :893–905.
- Cocchio, L., Beamish, F., and Rodgers, D. (1995). Effects of water chemistry and temperature on radio-cesium dynamics in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(3) :607–613.
- Collette, B. and Nauen, C. (1983). FAO species volume 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, 125.
- Cury, P., Shannon, L., and Shin, Y.-J. (2003). The functioning of marine ecosystems : a fisheries perspective. In Sinclair, M. and Valdimarsson, G., editors, *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, chapter 7, pages 103–123. CAB International.
- Dickson, K. A., Donley, J. M., Sepulveda, C., and Bhoopat, L. (2002). Effects of temperature on sustained swimming performance and swimming kinematics of the chub mackerel *Scomber japonicus*. *Journal of Experimental Biology*, 205(7) :969–980.
- Dietze, H. and Kriest, I. (2012). Cs-137 off Fukushima Dai-ichi, Japan-model based estimates of dilution and fate. *Ocean Science*, 8(3) :319–332.

- Doi, H., Takahara, T., and Tanaka, K. (2012). Trophic position and metabolic rate predict the long-term decay process of radioactive cesium in fish : a Meta-Analysis. *PloS one*, 7(1) :e29295.
- Dowd, W., Brill, R. W., Bushnell, P. G., and Musick, J. A. (2006). Estimating consumption rates of juvenile sandbar sharks (*Carcharhinus plumbeus*) in Chesapeake Bay, Virginia, using a bioenergetics model. *Fishery Bulletin*, 104(3) :332–342.
- Dufau-Julliand, C. (2004). *Modélisation 3D réaliste de l'hydrodynamique du Golfe du Lion, Méditerranée nord-occidentale, appliquée à l'expérience MOOGLI3. Etude de l'eau dense et de l'activité méso-échelle du courant nord*. PhD thesis, Université de la Méditerranée, Aix-Marseille II.
- Eisler, R. (2012). *The Fukushima 2011 Disaster*. CRC Press.
- Elliott, J., Hilton, J., Rigg, E., Tullett, P., Swift, D., and Leonard, D. (1992). Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England). *Journal of Applied Ecology*, pages 108–119.
- Estournel, C., Bosc, E., Bocquet, M., Ulses, C., Marsaleix, P., Winiarek, V., Osvath, I., Nguyen, C., Duhaut, T., Lyard, F., et al. (2012). Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *Journal of Geophysical Research : Oceans (1978–2012)*, 117(C11).
- Estournel, C., Durrieu de Madron, X., Marsaleix, P., Auclair, F., Julliand, C., and Vehil, R. (2003). Observation and modeling of the winter coastal oceanic circulation in the Gulf of Lion under wind conditions influenced by the continental orography (FETCH experiment). *Journal of Geophysical Research : Oceans (1978–2012)*, 108(C3).
- FAO (2006). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. Technical report, Département des pêches, FAO.
- Ferriss, B. E. and Essington, T. E. (2014). Can fish consumption rate estimates be improved by linking bioenergetics and mercury mass balance models ? Application to tunas. *Ecological Modelling*, 272 :232–241.
- Fowler, S. W., Buat-Menard, P., Yokoyama, Y., Ballestra, S., Holm, E., and Van Nguyen, H. (1987). Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity. *Nature*, 329 :56–58.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships : history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4) :241–253.
- Froese, R. and Pauly, D. (2015). Fishbase. World Wide Web electronic publication. Version (04/2015).
- Fujii, M., Yamanaka, Y., Nojiri, Y., Kishi, M. J., and Chai, F. (2007). Comparison of seasonal characteristics in biogeochemistry among the subarctic North Pacific stations described with a NEMURO-based marine ecosystem model. *Ecological Modelling*, 202(1) :52–67.
- Fukuda, S.-y., Iwamoto, K., Atsumi, M., Yokoyama, A., Nakayama, T., Ishida, K.-i., Inouye, I., and Shiraiwa, Y. (2014). Global searches for microalgae and aquatic plants that can eliminate radioactive cesium, iodine and strontium from the radio-polluted aquatic environment : a bioremediation strategy. *Journal of Plant Research*, 127(1) :79–89.
- Griffies, S. M., Böning, C., Bryan, F. O., Chassignet, E. P., Gerdes, R., Hasumi, H., Hirst, A., Treguier, A.-M., and Webb, D. (2000). Developments in ocean climate modelling. *Ocean Modelling*, 2(3) :123–192.

- Guizien, K., Belharet, M., Marsaleix, P., and Guarini, J. (2012). Using larval dispersal simulations for marine protected area design : Application to the Gulf of lions (northwest Mediterranean). *Limnology and Oceanography*, 57(4) :1099–1112.
- Guizien, K., Belharet, M., Moritz, C., and Guarini, J. (2014). Vulnerability of marine benthic metapopulations : implications of spatially structured connectivity for conservation practice in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Diversity and Distributions*, 20(12) :1392–1402.
- Haddderingh, R. H., Nasvit, O., Romanenko, V., Carreiro, M., and Ryabov, I. (1996). Processes and parameters governing accumulation and elimination of radiocesium by fish. In *The radiological consequences of the Chernobyl accident*, pages 137–147. IAEA collections.
- Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., and Cossa, D. (2012). Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 64(5) :974–983.
- Hart, J. L., Clemens, W. A., et al. (1973). *Pacific fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada.
- Hashioka, T. and Yamanaka, Y. (2007). Seasonal and regional variations of phytoplankton groups by top-down and bottom-up controls obtained by a 3D ecosystem model. *Ecological Modelling*, 202(1) :68–80.
- Heldal, H. E., Føyn, L., and Varskog, P. (2003). Bioaccumulation of ¹³⁷Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65(2) :177–185.
- Herrmann, J.-P. and Enders, E. (2000). Effect of body size on the standard metabolism of horse mackerel. *Journal of Fish Biology*, 57(3) :746–760.
- Herrmann, M., Somot, S., Sevault, F., Estournel, C., and Déqué, M. (2008). Modeling the deep convection in the northwestern Mediterranean Sea using an eddy-permitting and an eddy-resolving model : Case study of winter 1986–1987. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 113(4) :1978–2012.
- Hess, C., Smith, C., and Price, A. (1978). Radionuclide loss from marine sediment. *Nature*, 272 :807–809.
- Hewett, C. and Jefferies, D. (1978). The accumulation of radioactive caesium from food by the plaice (*Pleuronectes platessa*) and the brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Fish Biology*, 13(2) :143–153.
- IAEA (2004). *Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment*. International Atomic Energy Agency : Vienna, Austria.
- Iibuchi, T., Kasamatsu, F., Ishikawa, Y., and Suzuki, Y. (2002). Some biological factors related to the ¹³⁷Cs concentration of marine organisms. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 252(2) :281–285.
- Inomata, Y., Aoyama, M., and Hirose, K. (2009). Analysis of 50-y record of surface ¹³⁷Cs concentrations in the global ocean using the HAM-global database. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(1) :116–125.
- IRSN (2012). Fukushima, un an après : Premières analyses de l'accident et de ses conséquences. Technical report, IRSN/DG/2012-001.
- ITO, S.-I., Kishi, M. J., Kurita, Y., Oozeki, Y., Yamanaka, Y., Megrey, B. A., and Werner, F. E. (2004). Initial design for a fish bioenergetics model of Pacific saury coupled to a lower trophic ecosystem model. *Fisheries Oceanography*, 13(s1) :111–124.
- Ivlev, V. S. (1961). *Experimental ecology of the feeding of fishes*. London, New Haven.

- Iwata, K., Tagami, K., and Uchida, S. (2013). Ecological half-lives of radiocesium in 16 species in marine biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental science & Technology*, 47(14) :7696–7703.
- Jackett, D. R., McDougall, T. J., Feistel, R., Wright, D. G., and Griffies, S. M. (2006). Algorithms for density, potential temperature, conservative temperature, and the freezing temperature of seawater. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 23(12) :1709–1728.
- Jones, M. C., Dye, S. R., Pinnegar, J. K., Warren, R., and Cheung, W. W. (2012). Modelling commercial fish distributions : Prediction and assessment using different approaches. *Ecological Modelling*, 225 :133–145.
- Kasamatsu, F. and Ishikawa, Y. (1997). Natural variation of radionuclide Cs-137 concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Marine Ecology Progress Series*, 160 :109–120.
- Kaschner, K., Ready, J., Agbayani, E., Rius, J., Kesner-Reyes, K., Eastwood, P., South, A., Kullander, S., Rees, T., Close, C., et al. (2013). AquaMaps : Predicted range maps for aquatic species. *World wide web electronic publication, www.aquamaps.org, Version*, 8 :2013.
- Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., In, T., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S., and Awaji, T. (2011). Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ¹³¹I and ¹³⁷Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 48(11) :1349–1356.
- Kishi, M. J., Ito, S.-i., Megrey, B. A., Rose, K. A., and Werner, F. E. (2011). A review of the NEMURO and NEMURO.FISH models and their application to marine ecosystem investigations. *Journal of Oceanography*, 67(1) :3–16.
- Kishi, M. J., Kashiwai, M., Ware, D. M., Megrey, B. A., Eslinger, D. L., Werner, F. E., Noguchi-Aita, M., Azumaya, T., Fujii, M., Hashimoto, S., et al. (2007). NEMURO—a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem. *Ecological Modelling*, 202(1) :12–25.
- Kishi, M. J., Nakajima, K., Fujii, M., and Hashioka, T. (2009). Environmental factors which affect growth of Japanese common squid, *Todarodes pacificus*, analyzed by a bioenergetics model coupled with a lower trophic ecosystem model. *Journal of Marine Systems*, 78(2) :278–287.
- Kitamura, M., Kumamoto, Y., Kawakami, H., Cruz, E., and Fujikura, K. (2013). Horizontal distribution of Fukushima-derived radiocesium in zooplankton in the northwestern Pacific Ocean. *Biogeosciences*, 10(8) :5729–5738.
- Kitchell, J. F., Stewart, D. J., and Weininger, D. (1977). Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 34(10) :1922–1935.
- Kolehmainen, S. E. (1972). The balances of ¹³⁷Cs, stable Cesium and Potassium of Bluegill (*Lepomis macrochirus Raf.*) and other fish in White Oak Lake. *Health Physics*, 23(3) :301–315.
- Komatsu, K., Matsukawa, Y., Nakata, K., Ichikawa, T., and Sasaki, K. (2007). Effects of advective processes on planktonic distributions in the Kuroshio region using a 3-D lower trophic model and a data assimilative OGCM. *Ecological modelling*, 202(1) :105–119.
- Koulikov, A. and Ryabov, I. (1992). Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect. *Science of the Total Environment*, 112(1) :125–142.
- Kryshev, A. and Ryabov, I. (2000). A dynamic model of ¹³⁷Cs accumulation by fish of different age classes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 50(3) :221–233.

- Kumblad, L., Kautsky, U., and Naeslund, B. (2006). Transport and fate of radionuclides in aquatic environments—the use of ecosystem modelling for exposure assessments of nuclear facilities. *Journal of Environmental Radioactivity*, 87(1) :107–129.
- Kurita, Y. and Sugisaki, H. (2004). Changes in the daily ration size of Pacific saury, *Cololabis saira*, with seasons and body sizes. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography (Japan)*.
- Laurec, A. and Le guen, J. (1981). Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1, Concepts et modèles. Publications du CNEXO. Rapports scientifiques et techniques 45, CNEXO.
- Le Cren, E. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 20(2) :201–219.
- Le Fur, J. (1989). *Modélisation numérique des transferts de radioéléments artificiels en mer de Manche (processus hydrodynamiques, biologiques et sédimentaires)*. PhD thesis, Lyon 1.
- Lehodey, P., Chai, F., and Hampton, J. (2003). Modelling climate-related variability of tuna populations from a coupled ocean–biogeochemical–populations dynamics model. *Fisheries Oceanography*, 12(4–5) :483–494.
- Lindner, G., Becker, M., Eckmann, R., Frenzel, P., Kleiner, J., Petermann-Seyboldt, D., Pfeiffer, W., Wahl, U., and Recknagel, E. (1990). Biological transfer and sedimentation of Chernobyl radionuclides in Lake Constance. In *Large Lakes*, pages 265–287. Springer.
- Livingston, H. D. and Povinec, P. P. (2000). Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, 43(8) :689–712.
- Lopez, S., Meléndez, R., and Barría, P. (2010). Preliminary diet analysis of the blue shark *Prionace glauca* in the eastern South Pacific. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(S1) :745–749.
- Lundvall, D., Svanbäck, R., Persson, L., and Byström, P. (1999). Size-dependent predation in piscivores : interactions between predator foraging and prey avoidance abilities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(7) :1285–1292.
- Maderich, V., Bezhenar, R., Heling, R., de With, G., Jung, K., Myoung, J., Cho, Y.-K., Qiao, F., and Robertson, L. (2014). Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas : application to the Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 131 :4–18.
- MAFF (2012). Report on investigation to assess the effects of radioactive materials. Technical report, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan.
- Magnuson, J. J. (1969). Digestion and food consumption by skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Transactions of the American Fisheries Society*, 98(3) :379–392.
- Maldeniya, R. (1996). Food consumption of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in Sri Lankan waters. *Environmental Biology of Fishes*, 47(1) :101–107.
- Marsaleix, P., Auclair, F., Floor, J. W., Herrmann, M. J., Estournel, C., Pairaud, I., and Ulses, C. (2008). Energy conservation issues in sigma-coordinate free-surface ocean models. *Ocean Modelling*, 20(1) :61–89.
- Masumoto, Y., Miyazawa, Y., Tsumune, D., Tsubono, T., Kobayashi, T., Kawamura, H., Estournel, C., Marsaleix, P., Lanerolle, L., Mehra, A., et al. (2012). Oceanic dispersion simulations of ¹³⁷Cs released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Elements*, 8(3) :207–212.

- Mathews, T., Fisher, N., Jeffree, R., and Teyssié, J.-L. (2008). Assimilation and retention of metals in teleost and elasmobranch fishes following dietary exposure. *Marine Ecology Progress Series*, 367 :23–33.
- Maury, O. and Gascuel, D. (1999). SHADYS (Simulateur Halieutique de Dynamiques Spatiales), a GIS based numerical model of fisheries. Example application : the study of a marine protected area. *Aquatic Living Resources*, 12(02) :77–88.
- Megrey, B. A., Rose, K. A., Klumb, R. A., Hay, D. E., Werner, F. E., Eslinger, D. L., and Smith, S. L. (2007). A bioenergetics-based population dynamics model of Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*) coupled to a lower trophic level nutrient–phytoplankton–zooplankton model : description, calibration, and sensitivity analysis. *Ecological Modelling*, 202(1) :144–164.
- Ménard, F., Stéquert, B., Rubin, A., Herrera, M., and Marchal, É. (2000). Food consumption of tuna in the Equatorial Atlantic ocean : FAD-associated versus unassociated schools. *Aquatic Living Resources*, 13(04) :233–240.
- METI (2011). Additional Report of the Japanese Government to the IAEA - The accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations. Technical report, Ministry of Economy, Trade and Industry.
- MEXT (May 2014). Report on the monitoring of radionuclides in fishery products. Technical report, Fisheries agency of Japan.
- Michaud, H., Marsaleix, P., LEREDDE, Y., Estournel, C., Bourrin, F., Lyard, F., Mayet, C., and Ardhuin, F. (2011). Three-dimensional modelling of wave-induced current from the surf zone to the inner shelf. *Ocean Science Discussions*, 8 :2417–2478.
- Migniot, C. (1977). Action des courants, de la houle et du vent sur les sédiments. *La houille blanche*, pages 9–47.
- Miyazawa, Y., Masumoto, Y., Varlamov, S., Miyama, T., Takigawa, M., Honda, M., and Saino, T. (2013). Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, 10(4) :2349–2363.
- Morino, Y., Ohara, T., and Nishizawa, M. (2011). Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophysical research letters*, 38(7) :1–7.
- Nikolioudakis, N., Palomera, I., Machias, A., and Somarakis, S. (2011). Diel feeding intensity and daily ration of the sardine *Sardina pilchardus*. *Marine Ecology Progress Series*, 437 :215–228.
- Noguchi, M., Takahashi, Y., and Hirota, Y. (1990). The relationship between food consumption and growth of sardine *Sardinops melanostictus* by the feeding experiment. *Bulletin of the Japan Sea National Fisheries Research Institute (Japan)*.
- NPAJ (2012). Damage situation and police countermeasures associated with 2011 Tohoku distinct - off the pacific ocean earthquake. Technical report, National Police Agency of Japan.
- O'Connell, C. P. and Zweifel, J. R. (1972). A laboratory study of particulate and filter feeding of the Pacific mackerel, *Scomber japonicus*. *Fish. Bull.*, 70(3) :973–982.
- Okunishi, T., Yamanaka, Y., and Ito, S.-i. (2009). A simulation model for Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) migrations in the western North Pacific. *Ecological Modelling*, 220(4) :462–479.
- Okutani, T. (1983). *Todarodes pacificus*. *Cephalopod Life Cycles*, 1 :201–214.

- Olson, R. J. and Boggs, C. H. (1986). Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) : Independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and Cesium concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(9) :1760–1775.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil*, 39(2) :175–192.
- Pauly, D. (1986). A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data and food conversion experiments. *Fishery Bulletin*, 84(4) :827–840.
- Pauly, D., Christensen, V., and Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3) :697–706.
- Petrenko, A., Leredde, Y., and Marsaleix, P. (2005). Circulation in a stratified and wind-forced Gulf of Lions, NW Mediterranean Sea : in situ and modeling data. *Continental Shelf Research*, 25(1) :7–27.
- Phillips, G. R. and Russo, R. C. (1978). *Metal bioaccumulation in fishes and aquatic invertebrates : a literature review*. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory.
- Pillar, S. and Barange, M. (1998). Feeding habits, daily ration and vertical migration of the Cape horse mackerel off South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 19(1) :263–274.
- Povinec, P., Fowler, S., and Baxter, M. (1996). Tchernobyl et l'environnement marin : l'impact radiologique dans son contexte. *AIEA Bulletin*, 1 :18–22.
- Povinec, P. P., Hirose, K., and Aoyama, M. (2013). *Fukushima accident : radioactivity impact on the environment*. Newnes.
- Reinfelder, J., Fisher, N., Luoma, S., Nichols, J., and Wang, W.-X. (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms : a critique of the kinetic model approach. *Science of the Total Environment*, 219(2) :117–135.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191 :1–382.
- Rohit, P., Rao, G. S., and Ram Mohan, K. (2010). Feeding strategies and diet composition of yellowfin tuna *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788) caught along Andhra Pradesh, east coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, 57(4) :13–19.
- ROPER, F. C. et al. (1984). FAO species catalogue vol 3 cephalopods of the world : an annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. Technical report, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Rowan, D. (2013). Bioaccumulation factors and the steady state assumption for cesium isotopes in aquatic foodwebs near nuclear facilities. *Journal of Environmental Radioactivity*, 121 :2–11.
- Rowan, D. and Rasmussen, J. (1995). The elimination of radiocaesium from fish. *Journal of Applied Ecology*, pages 739–744.
- Rowan, D. J. and Rasmussen, J. B. (1994). Bioaccumulation of radiocesium by fish : the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(11) :2388–2410.
- Rowan, D. J. and Rasmussen, J. B. (1996). Measuring the bioenergetic cost of fish activity in situ using a globally dispersed radiotracer (¹³⁷Cs). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4) :734–745.

- Ruzic, I. (1972). Two-compartment model of radionuclide accumulation into marine organisms. accumulation from a medium of constant activity. *Marine Biology*, 15(2) :105–112.
- Rypina, I. I., Jayne, S. R., Yoshida, S., Macdonald, A. M., Douglass, E. M., and Buesseler, K. O. (2013). Short-term dispersal of Fukushima-derived radionuclides off Japan : modeling efforts and model-data intercomparison. *Biogeosciences*, 10 :4973– 4990.
- Sakurai, Y., Ikeda, Y., Shimizu, M., and Shimazaki, K. (1993). Feeding and growth of captive adult Japanese common squid, *Todarodes pacificus*, measuring initial body size by cold anesthesia. *Recent advances in cephalopod fisheries biology*, pages 467–476.
- Sazykina, T. G. (2000). ECOMOD—an ecological approach to radioecological modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*, 50(3) :207–220.
- Scharf, F. S., Juanes, F., and Rountree, R. A. (2000). Predator size-prey size relationships of marine fish predators : interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series*, 208 :229–248.
- Sepulveda, C. and Dickson, K. A. (2000). Maximum sustainable speeds and cost of swimming in juvenile kawakawa tuna (*Euthynnus affinis*) and chub mackerel (*Scomber japonicus*). *Journal of Experimental Biology*, 203(20) :3089–3101.
- Sharp, G. D. and Francis, R. C. (1976). An energetics model for the exploited yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, population in the eastern Pacific Ocean. *Fish. Bull. US*, 74 :36–50.
- Shin, Y.-J. (2000). *Interactions trophiques et dynamiques des populations dans les Interactions trophiques et dynamiques des populations dans les écosystèmes marins exploités. Approche par modélisation individus-centrée*. PhD thesis, Université Paris 7 - Denis Diderot.
- Stanners, D. and Aston, S. (1982). Desorption of ¹⁰⁶Ru, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce and ²⁴¹Am from intertidal sediment contaminated by nuclear fuel reprocessing effluents. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14(6) :687–691.
- Steele, J. H. (1962). Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnology and Oceanography*, 7(2) :137–150.
- Takagi, K., Yatsu, A., Itoh, H., Moku, M., and Nishida, H. (2009). Comparison of feeding habits of myctophid fishes and juvenile small epipelagic fishes in the western North Pacific. *Marine biology*, 156(4) :641–659.
- Tameishi, H., Shinomiya, H., Aoki, I., and Sugimoto, T. (1996). Understanding Japanese sardine migrations using acoustic and other aids. *ICES Journal of Marine Science*, 53(2) :167–172.
- Tateda, Y. and Koyanagi, T. (1996). Concentration factors for ¹³⁷Cs in Japanese Coastal fish (1984-1990). *Journal of radiation research*, 37(2) :71–79.
- Tateda, Y., Tsumune, D., and Tsubono, T. (2013). Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. *Journal of environmental radioactivity*, 124 :1–12.
- Thomann, R. V. (1981). Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(3) :280–296.
- Trudel, M., Tremblay, A., Schetagne, R., and Rasmussen, J. B. (2000). Estimating food consumption rates of fish using a mercury mass balance model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2) :414–428.

- Tsumune, D., Aoyama, M., and Hirose, K. (2003). Behavior of ^{137}Cs concentrations in the North Pacific in an ocean general circulation model. *Journal of Geophysical Research : Oceans* (1978–2012), 108(C8).
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., and Hirose, K. (2012). Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *Journal of environmental radioactivity*, 111 :100–108.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y., and Hayami, H. (2013). One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*, 10(8) :5601–5617.
- Ugedal, O., Jonsson, B., Njåstad, O., and Næumann, R. (1992). Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology*, 28(2) :165–171.
- Ulses, C., Estournel, C., Bonnin, J., Durrieu de Madron, X., and Marsaleix, P. (2008a). Impact of storms and dense water cascading on shelf-slope exchanges in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Journal of Geophysical Research : Oceans* (1978–2012), 113(C2).
- Ulses, C., Estournel, C., De Madron, X. D., and Palanques, A. (2008b). Suspended sediment transport in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) : Impact of extreme storms and floods. *Continental Shelf Research*, 28(15) :2048–2070.
- UNSCEAR (1982). Rayonnements ionisants : sources et effets biologiques. Rapport à l’assemblée générale, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- UNSCEAR (2014). UNSCEAR 2013 Report Volume i. Report to the general assembly scientific annex A : Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami.
- Vives i Batlle, J. (2011). Impact of nuclear accidents on marine biota. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(3) :365–367.
- Vives i Batlle, J., Wilson, R., Watts, S., Jones, S., McDonald, P., and Vives-Lynch, S. (2008). Dynamic model for the assessment of radiological exposure to marine biota. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(11) :1711–1730.
- Vives i Batlle, J. V., Aono, T., Brown, J. E., Hosseini, A., Garnier-Laplace, J., Sazykina, T., Steenhuisen, F., and Strand, P. (2014). The impact of the Fukushima nuclear accident on marine biota : Retrospective assessment of the first year and perspectives. *Science of The Total Environment*, 487 :143–153.
- Vives i Batlle, J. V., Wilson, R., and McDonald, P. (2007). Allometric methodology for the calculation of biokinetic parameters for marine biota. *Science of the Total Environment*, 388(1) :256–269.
- Von bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. ii). *Human Biology*, 10(2) :181–213.
- Wong, W. and Cheung, S. (1999). Feeding behaviour of the green mussel, *Perna viridis* (L.) : Responses to variation in seston quantity and quality. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236(2) :191–207.
- Wroblewski, J. (1977). A model of phytoplankton plume formation during Oregon upwelling. *Journal of Marine Research*, 35 :357–394.
- Yamamoto, M. and Katayama, S. (2012). Interspecific comparisons of feeding habit between Japanese anchovy *Engraulis japonicus* and Japanese sardine *Sardinops melanostictus* in eastern Hiuchi-nada, central Seto Inland Sea, Japan, in 1995. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography (Japan)*, 76 :66–76.

- Yasuda, I. (2003). Hydrographic structure and variability in the Kuroshio - Oyashio transition area. *Journal of Oceanography*, 59(4) :389–402.
- Yasuda, I., Okuda, K., Hirai, M., Ogawa, Y., Kudoh, H., Fukushima, S., and Mizuno, K. (1988). Short-term variations of the Tsugaru Warm Current in autumn. *Bull. Tohoku Reg. Fish. Res. Lab*, 50 :153–191.
- Yasue, N., Doiuchi, R., and Takasuka, A. (2013). Trophodynamic similarities of three sympatric clupeoid species throughout their life histories in the Kii Channel as revealed by stable isotope approaches revealed by stable isotope approach. *ICES Journal of Marine Science*, pages 1–12.
- Young, J. W., Lansdell, M. J., Campbell, R. A., Cooper, S. P., Juanes, F., and Guest, M. A. (2010). Feeding ecology and niche segregation in oceanic top predators off eastern Australia. *Marine Biology*, 157(11) :2347–2368.
- Zhao, X., Wang, W.-X., Yu, K., and Lam, P. K. (2001). Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Marine Ecology Progress Series*, 222 :227–237.

Annexe A

Les paramètres utilisés dans le modèle biogéochimique NEMURO

Table 1 – NEMURO parameter values for Station A7

		In the text		NEMURO FORTRAN Program	
		Unit	Value	Unit	Value
Parameters for underwater light attenuation					
α_1	Light Extinction Coefficient of Sea Water	m^{-1}	0.04	m^{-1}	0.04
α_2	Self Shading Coefficient	$\mu\text{molNl}^{-1}\text{m}^{-1}$	0.04	$\text{molNl}^{-1}\text{m}^{-1}$	4×10^4
Parameters for small phytoplankton (PS)					
V_{maxS}	Small phytoplankton maximum photosynthetic rate	day^{-1}	0.4	sec^{-1}	$0.4 \times \text{d2s}^{-1}$
$K_{\text{NO}_3\text{S}}$	Small phytoplankton half saturation constant for nitrate	μmolNl^{-1}	1	molNl^{-1}	1.0×10^{-6}
$K_{\text{NH}_4\text{S}}$	Small phytoplankton half saturation constant for ammonium	μmolNl^{-1}	0.1	molNl^{-1}	0.1×10^{-6}
ψ_{S}	Small phytoplankton ammonium inhibition coefficient	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.5	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.5×10^6
k_{GppS}	Small phytoplankton temperature coefficient for photosynthetic rate	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
I_{optS}	Small phytoplankton optimum light intensity	W m^{-2}	104.7	ly min^{-1}	0.15
Res_{PS0}	Small phytoplankton respiration rate at 0°C	day^{-1}	0.03	sec^{-1}	$0.03 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{ResPS}	Small phytoplankton temperature coefficient for respiration	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0519	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0519
γ_{S}	Small phytoplankton ratio of extracellular excretion to photosynthesis	No dim	0.135	No dim	0.135
Mor_{PS0}	Small phytoplankton mortality rate at 0°C	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{day}^{-1}$	0.0585	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{sec}^{-1}$	$5.85 \times 10^4 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{MorPS}	Temperature coefficient for small phytoplankton mortality	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
Parameters for large phytoplankton (PL)					
V_{maxL}	Large phytoplankton maximum photosynthetic rate at 0°C	day^{-1}	0.8	sec^{-1}	$0.8 \times \text{d2s}^{-1}$
$K_{\text{NO}_3\text{L}}$	Large phytoplankton half saturation constant for nitrate	μmolNl^{-1}	3.0	molNl^{-1}	3.0×10^{-6}
$K_{\text{NH}_4\text{L}}$	Large Phytoplankton Half Saturation Constant for ammonium	μmolNl^{-1}	0.3	molNl^{-1}	0.3×10^{-6}
K_{SiL}	Large phytoplankton half saturation constant for silicate	μmolSi^{-1}	6.0	molSi^{-1}	6.0×10^{-6}
ψ_{L}	Large Phytoplankton Ammonium Inhibition Coefficient	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.5	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.5×10^6
k_{GppL}	Large phytoplankton temperature coefficient for photosynthetic rate	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
I_{optL}	Large phytoplankton optimum light intensity	W m^{-2}	104.7	ly min^{-1}	0.15
Res_{PL0}	Large phytoplankton respiration rate at 0°C	day^{-1}	0.03	sec^{-1}	$0.03 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{ResPL}	Large phytoplankton temperature coefficient for respiration	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0519	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0519
γ_{L}	Large phytoplankton ratio of extracellular excretion to photosynthesis	No dim	0.135	No dim	0.135
Mor_{PL0}	Large phytoplankton mortality rate at 0°C	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{day}^{-1}$	0.029	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{sec}^{-1}$	$2.9 \times 10^4 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{MorPL}	Temperature coefficient for large phytoplankton mortality	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
Parameters for small zooplankton (ZS)					
$\text{GR}_{\text{maxSps}}$	Small zooplankton maximum grazing rate on PS at 0°C	day^{-1}	0.4	sec^{-1}	$0.4 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{GraS}	Small zooplankton temperature coefficient for grazing	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
λ_{S}	Small zooplankton Ivlev constant	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.4	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}$	1.4×10^6
PS2ZS^*	Small zooplankton threshold value for grazing on PhyS	μmolNl^{-1}	0.04	molNl^{-1}	0.043×10^{-6}
Mor_{ZS0}	Small zooplankton mortality rate at 0°C	$(\mu\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{day}^{-1}$	0.0585	$(\text{molNl}^{-1})^{-1}\text{sec}^{-1}$	$5.85 \times 10^4 \times \text{d2s}^{-1}$
k_{MorZS}	Temperature coefficient for small zooplankton mortality	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693	$^{\circ}\text{C}^{-1}$	0.0693
Alpha_{ZS}	Assimilation efficiency of small zooplankton	No dim	0.7	No dim	0.7
Beta_{ZS}	Growth efficiency of small zooplankton	No dim	0.3	No dim	0.3
Parameters for large zooplankton (ZL)					
$\text{GR}_{\text{maxLps}}$	Large zooplankton maximum grazing rate on PhyS at 0°C	day^{-1}	0.1	sec^{-1}	$0.1 \times \text{d2s}^{-1}$
$\text{GR}_{\text{maxLpl}}$	Large zooplankton maximum grazing rate on PhyL at 0°C	day^{-1}	0.4	sec^{-1}	$0.4 \times \text{d2s}^{-1}$

Table 1 – (Continued)

		In the text		NEMURO FORTRAN Program	
		Unit	Value	Unit	Value
GR _{maxLzs}	Large zooplankton maximum grazing rate on ZooS at 0 °C	day ⁻¹	0.4	sec ⁻¹	0.4 × d2s ⁻¹
k _{GraL}	Large zooplankton temperature coefficient for grazing	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
λ _L	Large zooplankton Ivlev constant	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹	1.4	(molNl ⁻¹) ⁻¹	1.4 × 10 ⁶
PS2ZL*	Large zooplankton threshold value for grazing on PhyS	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	4.0 × 10 ⁻⁸
PL2ZL*	Large zooplankton threshold value for grazing on Phyl	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	4.0 × 10 ⁻⁸
ZS2ZL*	Large zooplankton threshold value for grazing on ZooS	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	4.0 × 10 ⁻⁸
Mor _{ZL0}	Large zooplankton mortality rate at 0 °C	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹ day ⁻¹	0.0585	(molNl ⁻¹) ⁻¹ sec ⁻¹	5.85 × 10 ⁴ × d2s ⁻¹
k _{MorZL}	Temperature coefficient for large zooplankton mortality	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
Alpha _{ZL}	Assimilation efficiency of large zooplankton	No dim	0.7	No dim	0.7
Beta _{ZL}	Growth efficiency of large zooplankton	No dim	0.3	No dim	0.3
Parameters for predatory zooplankton (ZP)					
G _{RmaxPPl}	Predatory zooplankton maximum grazing rate on	day ⁻¹	0.2	sec ⁻¹	0.2 × d2s ⁻¹
G _{RmaxPZs}	Predatory zooplankton maximum grazing rate on	day ⁻¹	0.2	sec ⁻¹	0.2 × d2s ⁻¹
G _{RmaxPZl}	Predatory zooplankton maximum grazing rate on	day ⁻¹	0.2	sec ⁻¹	0.2 × d2s ⁻¹
k _{GraP}	Predatory zooplankton temperature coefficient for	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
λ _p	Ivlev constant of ZP	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹	1.4	(molNl ⁻¹) ⁻¹	1.4 × 10 ⁶
PL2ZP*	Large phytoplankton threshold value for grazing by ZooP	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	0.04 × 10 ⁻⁶
ZS2ZP*	Small zooplankton threshold value for grazing by ZooP	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	0.04 × 10 ⁻⁶
ZL2ZP*	Large zooplankton threshold value for grazing by ZooP	μmolNl ⁻¹	0.04	molNl ⁻¹	0.04 × 10 ⁻⁶
ψ _{PL}	Grazing inhibition coefficient of ZooP	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹	4.605	(molNl ⁻¹) ⁻¹	4.605 × 10 ⁶
ψ _{ZS}	Grazing inhibition coefficient of ZooP	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹	3.01	(molNl ⁻¹) ⁻¹	3.01 × 10 ⁶
Mor _{Z P0}	Predatory zooplankton mortality rate at 0 °C	(μmolNl ⁻¹) ⁻¹ day ⁻¹	0.0585	(molNl ⁻¹) ⁻¹ sec ⁻¹	5.85 × 10 ⁴ × d2s ⁻¹
k _{MorZ P}	Temperature coefficient for predatory zooplankton mortality	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
Alpha _{ZP}	Assimilation efficiency of predator zooplankton	No dim	0.7	No dim	0.7
Beta _{ZP}	Growth efficiency of predator zooplankton	No dim	0.3	No dim	0.3
Other parameters (decomposition, etc.)					
Nit ₀	Nitrification rate at 0 °C	day ⁻¹	0.03	sec ⁻¹	0.03 × d2s ⁻¹
k _{Nit}	Temperature coefficient for nitrification	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
VP2N ₀	Decomposition rate at 0 °C (PON → NH ₄)	day ⁻¹	0.1	sec ⁻¹	0.1 × d2s ⁻¹
k _{P2N}	Temperature coefficient for decomposition (PON → NH ₄)	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
VP2D ₀	Decomposition rate at 0 °C (PON → DON)	day ⁻¹	0.1	sec ⁻¹	0.1 × d2s ⁻¹
k _{P2D}	Temperature coefficient for decomposition (PON → DON)	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
VD2N ₀	Decomposition rate at 0 °C (DON → NH ₄)	day ⁻¹	0.02	sec ⁻¹	0.02 × d2s ⁻¹
k _{D2N}	Temperature coefficient for decomposition (DON → NH ₄)	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
VP2Si ₀	Decomposition rate at 0 °C (Opal → Si(OH) ₄)	day ⁻¹	0.1	sec ⁻¹	0.1 × d2s ⁻¹
k _{P2Si}	Temperature coefficient for decomposition (Opal → Si(OH) ₄)	°C ⁻¹	0.0693	°C ⁻¹	0.0693
RSiNPS	Si :N ratio of small phytoplankton	No dim	0	No dim	0
RSiNPL	Si:N ratio of large phytoplankton	No dim	2	No dim	2
RSiNZS	Si:N ratio of small zooplankton	No dim	0	No dim	0
RSiNZL	Si:N ratio of large zooplankton	No dim	2	No dim	2
setVP	Sinking velocity of PON	m day ⁻¹	–40	m sec ⁻¹	–40 × d2s ⁻¹
setVO	Sinking velocity of Opal	m day ⁻¹	–40	m sec ⁻¹	–40 × d2s ⁻¹
					d2s = 86400 (sec day ⁻¹)

Values and dimensions in the last two columns correspond to the units used in the NEMURO source code and publicly available on the <http://www.pices.int> PICES website.

Annexe B

Enveloppes environnementales utilisées pour les différentes espèces

Sardine

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	22	95	200
T° (°C)	3.81	13.49	25.06	29.26
salinité	30.27	33.29	35.77	37.69
Prod Prim	78	470	1739	3094
distance	0	8	128	559

Anchois

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	46	183	400
T° (°C)	8	15.9	28	28.9
salinité	33.2	34	34.1	34.15
Prod Prim	351	507	1398	2053
distance	1	4	139	221.5

Calmar

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	0	100	500
T° (°C)	-1.38	8.38	23.47	26.4
salinité	31.93	33.02	34.54	35.7
Prod Prim	103.5	351	1049	1628
distance	5	12	252	834

Hareng

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	56	215	475
T° (°C)	-1.79	2.47	12.93	26.81
salinité	3.56	6.46	34.59	39.12
Prod Prim	0	528	2099	3224.5
distance	0	3	152	358

Maquereau blanc

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	50	200	300
T° (°C)	3.08	13.7	27.55	31.75
salinité	30.27	32.22	35.31	38.63
Prod Prim	172	414	1777	2854
distance	0	8	180	734

Chinchard

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	50	275	275
T° (°C)	13.7	14.59	21.08	22.68
salinité	33.01	33.63	34.63	35.29
Prod Prim	250.5	485	777	990.5
distance	4	5	148	252

Comète maquereau

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	40	200	400
T° (°C)	12.5	15.44	28.47	32.67
salinité	28.81	33.15	36.45	39.49
Prod Prim	131	239	1379	2642
distance	2	17	328	1342

Balaou

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	25	109	230
T° (°C)	3.74	10.72	19.67	26.26
salinité	30.27	31.6	34.17	35.43
Prod Prim	179	347	1608	2551
distance	0	18	728	1644

Stromaté

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	42	170	370
T° (°C)	12.95	18.45	26.32	30.52
salinité	32.83	33.62	34.62	35.39
Prod Prim	285	338	1385	1865
distance	3	8	106	208.5

Maquereau commun

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	87	99	143	200
T° (°C)	7.07	14.31	26.4	30.6
salinité	31.94	34.29	35.78	36.81
Prod Prim	6	345	979	2642
distance	1	8	154	362

Requin bleu

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	1	80	220	350
T° (°C)	0.67	13.14	27.66	31.86
salinité	5.4	32.86	35.87	39.31
Prod Prim	0	272	1454	3830
distance	0	18	419	1712

Thon rouge

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	1	22	96	200
T° (°C)	4.44	13.93	28.62	32.82
salinité	31.48	33.84	35.78	37.1
Prod Prim	102	186	580	1830
distance	0	88	1374	2166

bonite

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	0	122	260
T° (°C)	4.44	17.85	28.6	32.8
salinité	5.4	33.87	36.22	39.29
Prod Prim	121	227	1082	3988
distance	0	22	896	2166

thon à nageoire jaune

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	1	1	100	250
T° (°C)	4.14	18.32	28.46	32.66
salinité	27.26	34.22	36.39	39.29
Prod Prim	63	222	808	3988
distance	0	84	992	2166

Thon albacore

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	72	268	600
T° (°C)	1.61	15.59	27.74	31.94
salinité	27.26	34.24	36.5	39.31
Prod Prim	102	216	736	3988
distance	0	89	1075	2166

Maquereau espagnol

Paramètre	MinA	MinP	MaxP	MaxA
Profondeur	0	22	95	200
T° (°C)	9.69	13.7	26.4	30.6
salinité	32.73	33.57	34.57	35.45
Prod Prim	314	338	1628	1676
distance	8	15	170	199.5