# 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 élevés 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,

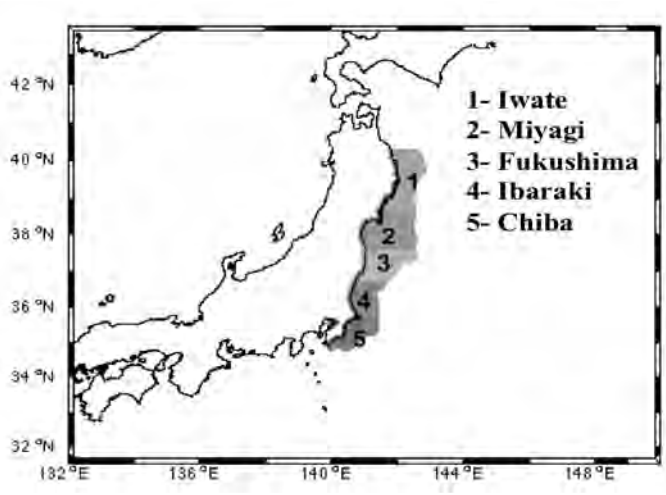


FIGURE *8.1 – carte du Japon montrant la délimitation géographique des 5 préfectures considérées dans cette étude*

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 (3-4 $mBq\ L^{-1}$ 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 entrainer 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 ($\simeq 0.1\ Bq\ kg^{-1}$) que chez les prédateurs supérieurs ($\simeq 0.4\ Bq\ kg^{-1}$). 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

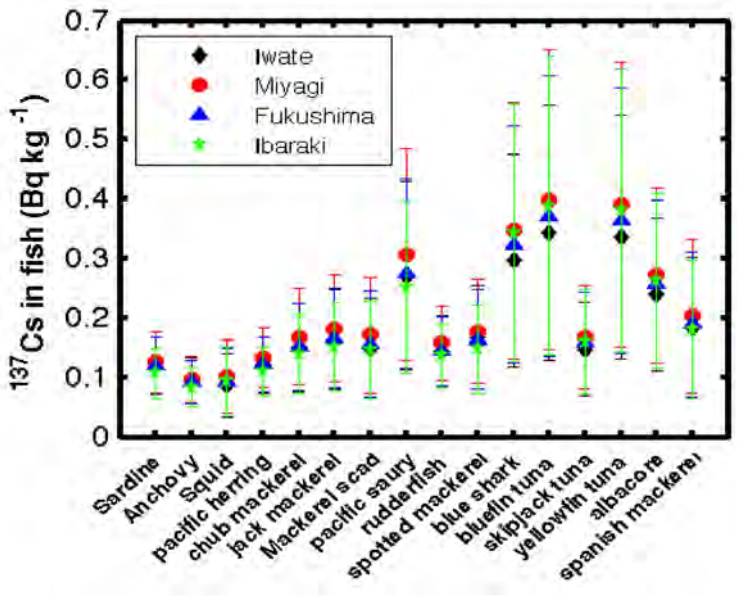


FIGURE *8.2 – Les concentrations moyennes du $^{137}Cs$ estimés pour les différentes espèces pour la période d'équilibre pré-accidentelle. Des moyennes ont d'abord été calculées sur une période d'une année avant l'accident pour toutes les espèces et toutes les cohortes, et sur la base de ces résultats 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

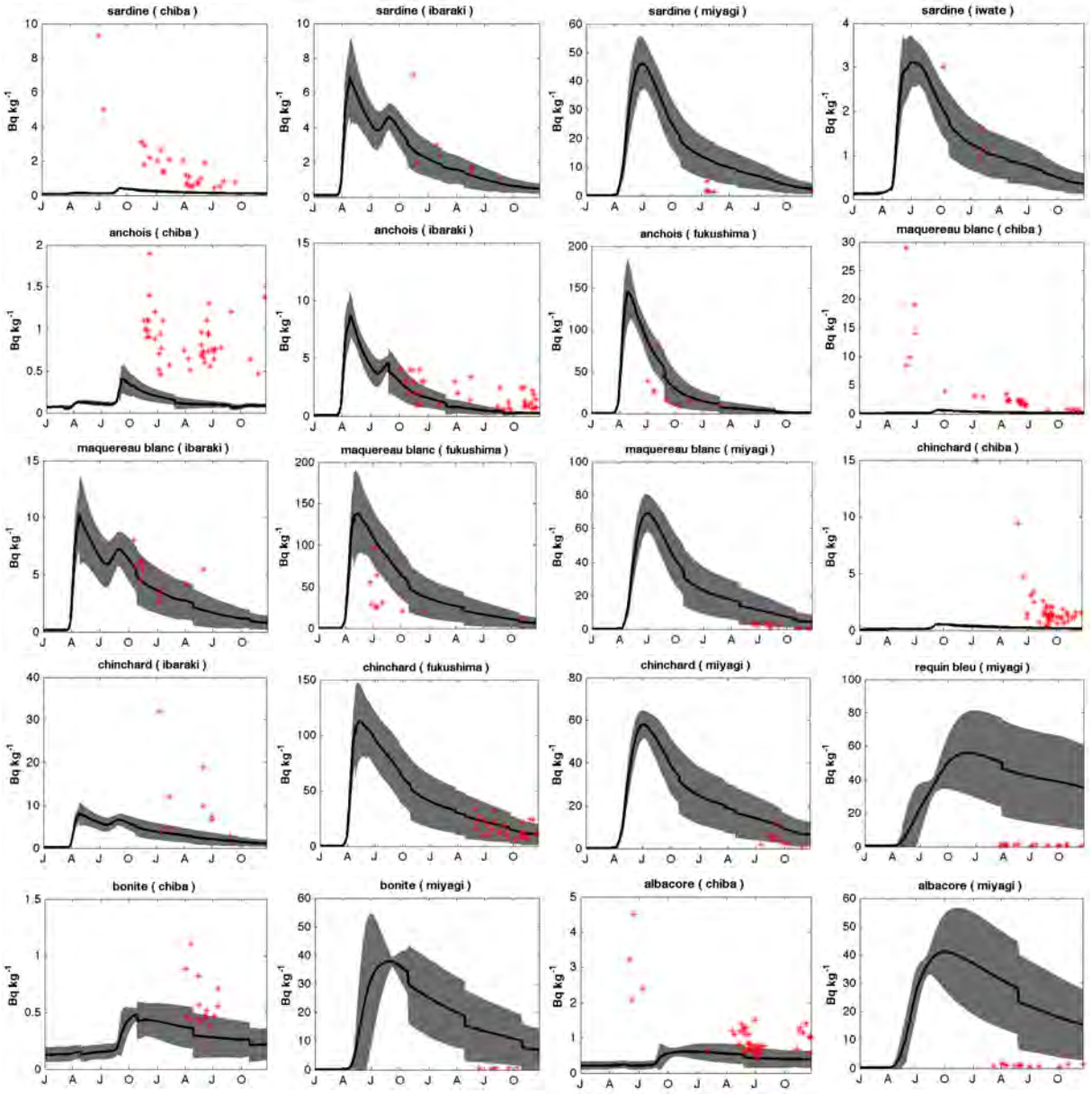


FIGURE *8.3 – Évolution des concentrations du $^{137}Cs$ chez les différentes espèces de poisson et pour différentes préfectures simulées par le modèle pour les années 2011 et 2012. La courbe noire représente la moyenne des concentrations simulées pour les différentes cohortes, alors que la zone grisée 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).

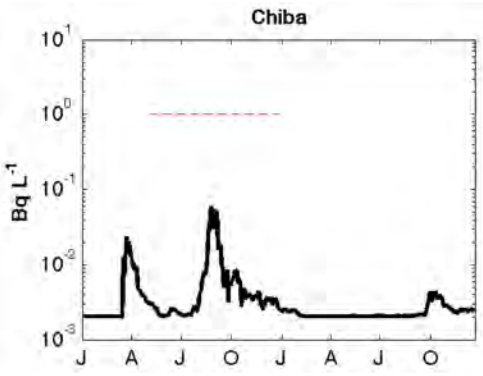


FIGURE *8.4 – Les concentrations du $^{137}Cs$ dans la colonne d'eau utilisées dans le modèle pour la préfecture de Chiba. Les tirets rouges correspondent à la limite minimale de détection du $^{137}Cs$ dans l'eau*

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 préfécture 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

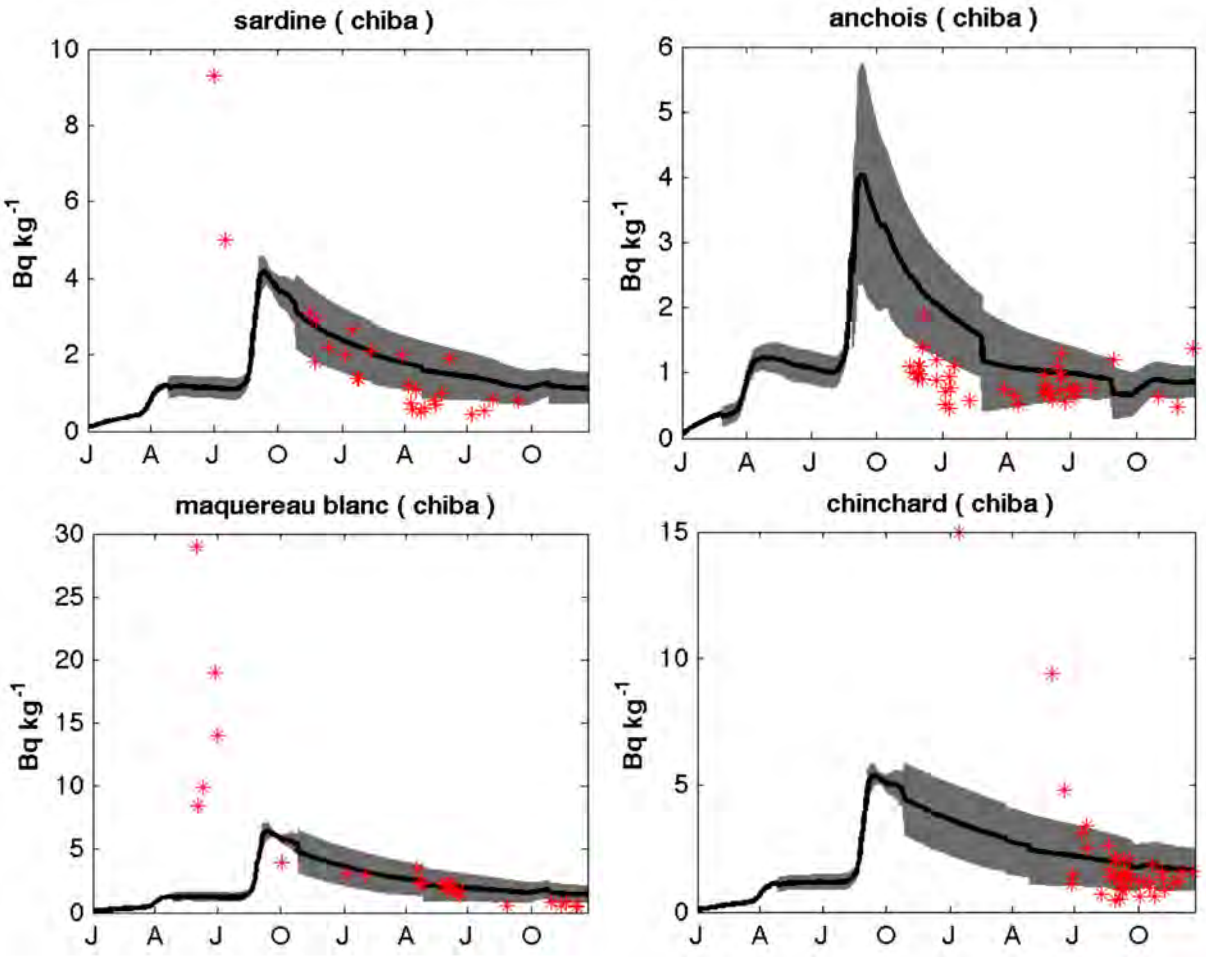


FIGURE 8.5 – *Comparaison des résultats de la simulation de la concentration du $^{137}Cs$ dans les petits poissons pélagiques avec les observations suite à la multiplication des concentrations du $^{137}Cs$ dans l'eau et dans le plancton par un facteur 10*

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.

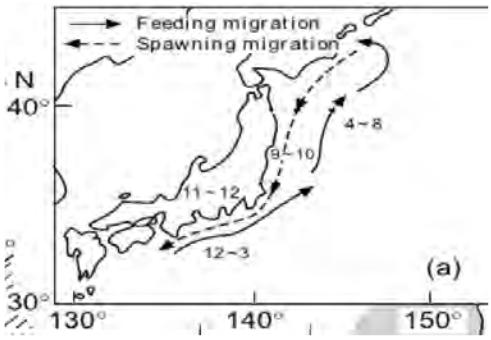


FIGURE *8.6 – La trajectoire de migration de la sardine japonaise dans le Pacifique nord-ouest (modifiée à partir de Tameishi et al. [1996])*

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 radionucléide 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

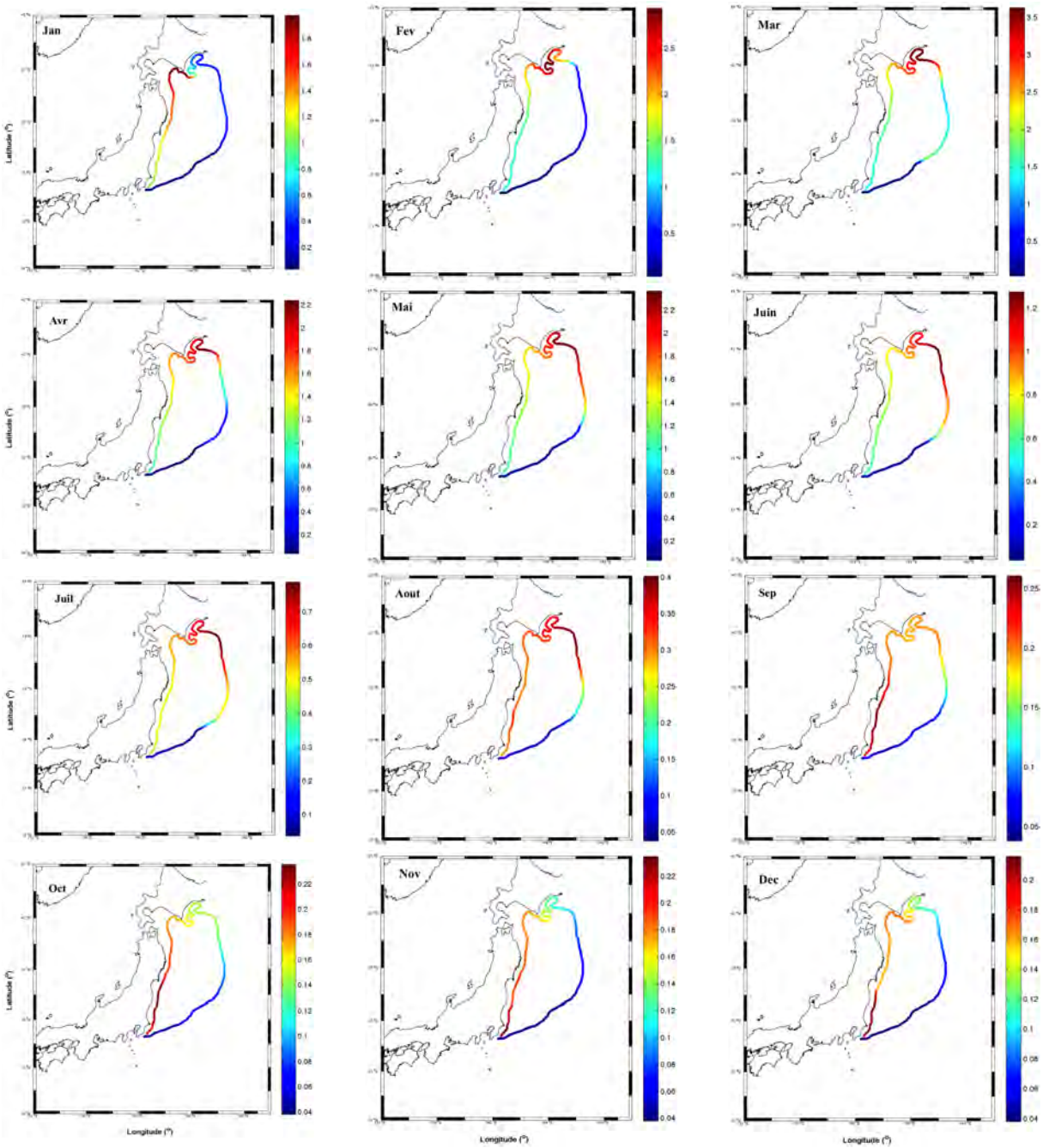


FIGURE 8.7 – *L'évolution de la concentration du $^{137}Cs$ dans une sardine âgée de 1 an en fonction de sa position le long de sa trajectoire de déplacement. Les résultats sont représentés pour des dates de départ différentes durant l'année 2011. Le temps nécessaire pour effectuer cette migration en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

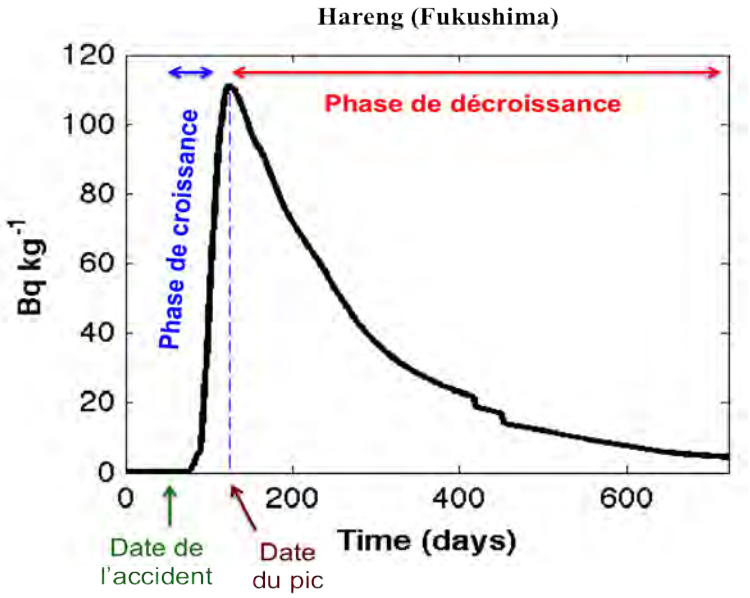


FIGURE *8.8 – L'évolution temporelle de la concentration du $^{137}Cs$ dans le hareng du Pacifique à Fukushima. L'axe des abscisses correspond au nombre de jours passés à partir du 01 jan 2011*

la quantité du $^{137}Cs$ qui pénètre dans l'organisme est supérieure à la quantité éliminée. Cela se traduit par une augmentation plus ou moins rapide de la concentration du $^{137}Cs$ 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 du $^{137}Cs$ dans l'organisme dominent les processus d'accumulation. Cela se traduit pas une diminution progressive de la concentration du $^{137}Cs$ dans le corps de l'organisme.

La forme de la courbe d'évolution temporelle de la concentration du $^{137}Cs$ 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 du $^{137}Cs$ 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 du $^{137}Cs$ 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 $Bq\ kg^{-1}ww$. 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

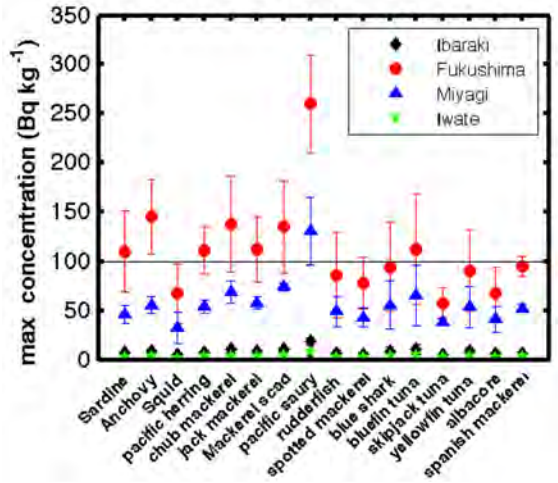


FIGURE *8.9 – Les concentrations maximales estimées pour les 16 espèces étudiées. La ligne noire horizontale correspond à la norme de consommation et de commercialisation des produits de la mer fixée par les autorités japonaises*

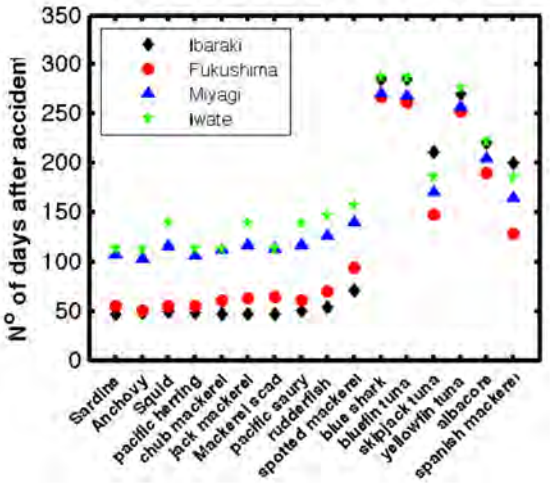


FIGURE *8.10 – Les date correspondant au pic de concentration en $^{137}Cs$ des 16 espèces étudiées, estimées en nombre de jours après la date de l'accident*

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 (Buesseler [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 ($L_\infty$) (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

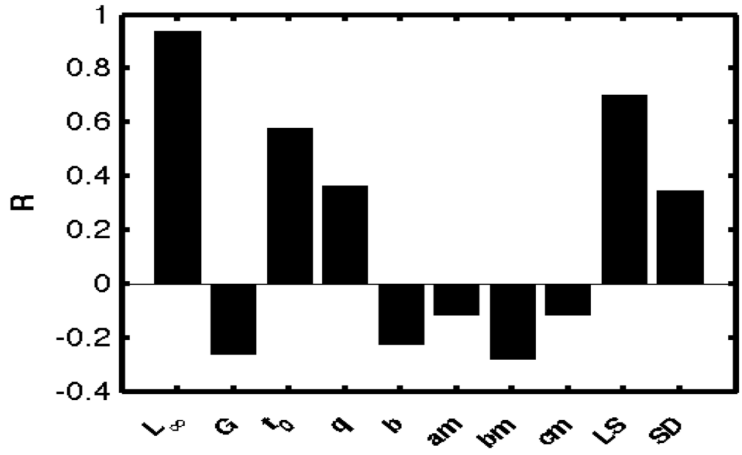


FIGURE *8.11 – Le coefficient de corrélation R entre la durée de la phase de croissance et les différents paramètres biologiques*

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 :

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

avec $[^{137}Cs]_P$ la concentration du $^{137}Cs$ dans l'espèce concernée pendant la phase de décroissance, $[^{137}Cs]_{P,0}$ est la concentration initiale du $^{137}Cs$ dans l'espèce au début de cette phase de décroissance. $\lambda_{eco}$ 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 ($[^{137}Cs]_{P,0}$, $\lambda_{eco}$) 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 $\lambda_{eco}$ 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 mquereau** | 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 ($\sim$ 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

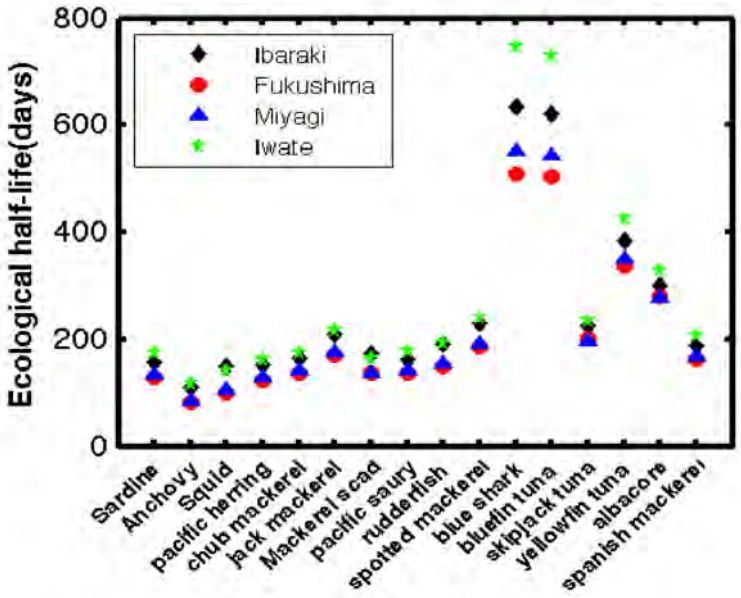


FIGURE *8.12 – La demi-vie écologique estimée à partir des résultats du modèle pour les différentes espèces étudiées*

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 CRs 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 représentés 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 $94.4 \pm 28$ $L\ kg^{-1}$ pour Iwate, $106.2 \pm 35$ $L\ kg^{-1}$ pour Miyagi, $98.3 \pm 32$ $L\ kg^{-1}$ pour Fukushima et $96.5 \pm 36$ $L\ kg^{-1}$ 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 (Buesseler [2012]). Bien que les concentrations du $^{137}Cs$ dans ces poissons sont assez élevées (11.4 $Bq\ kg^{-1}dw$), 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 prélèvement 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 supérieurs 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

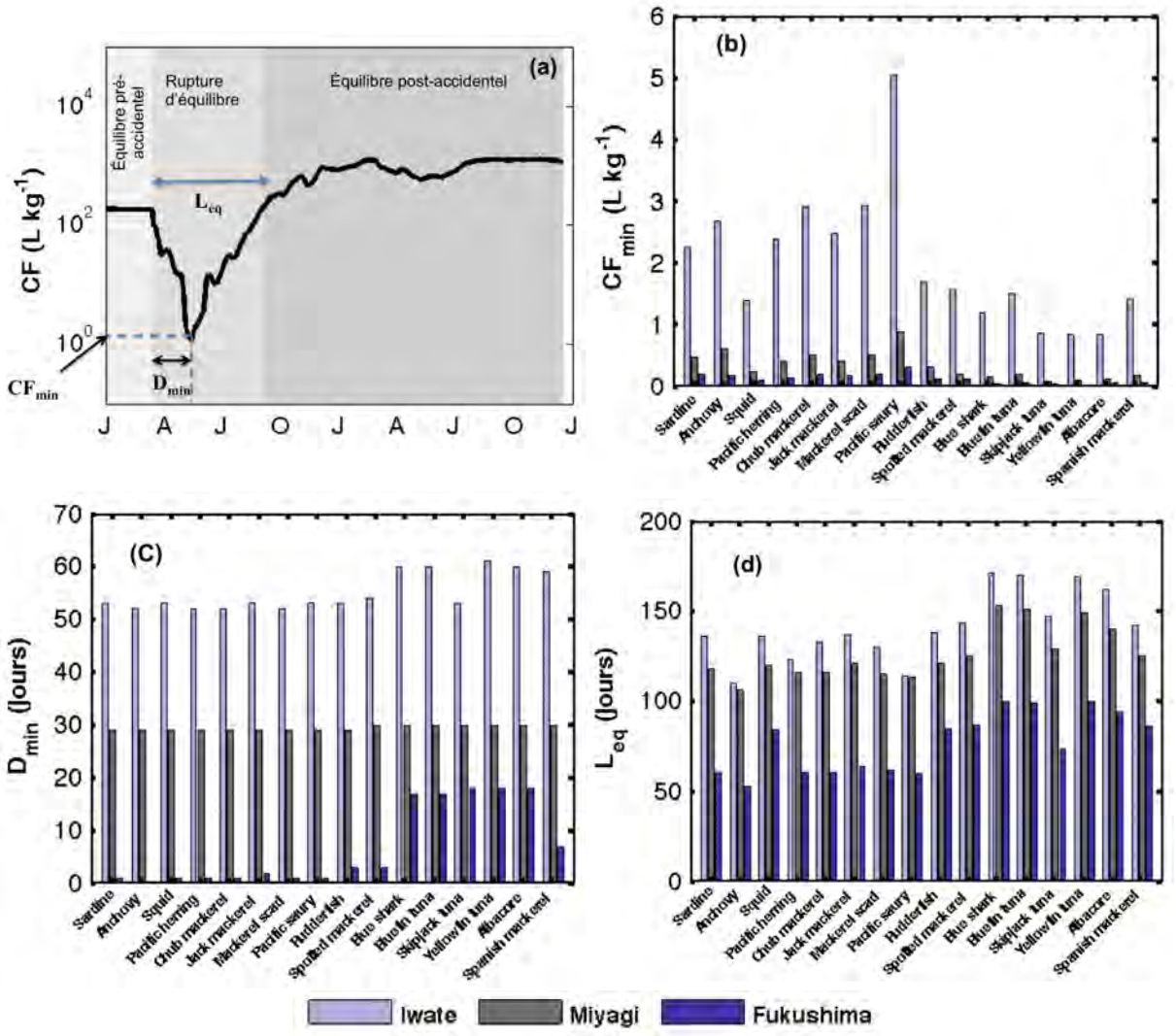


FIGURE *8.13 – (a) La courbe représentative de l'évolution temporelle de la valeur de CR pour les années 2011 et 2012, et qui illustre schématiquement la signification des paramètres $CF_min$, $D_min$ et $L_eq$ dont les valeurs sont illustrées respectivement sur les sous-figures (b), (c) et (d) pour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

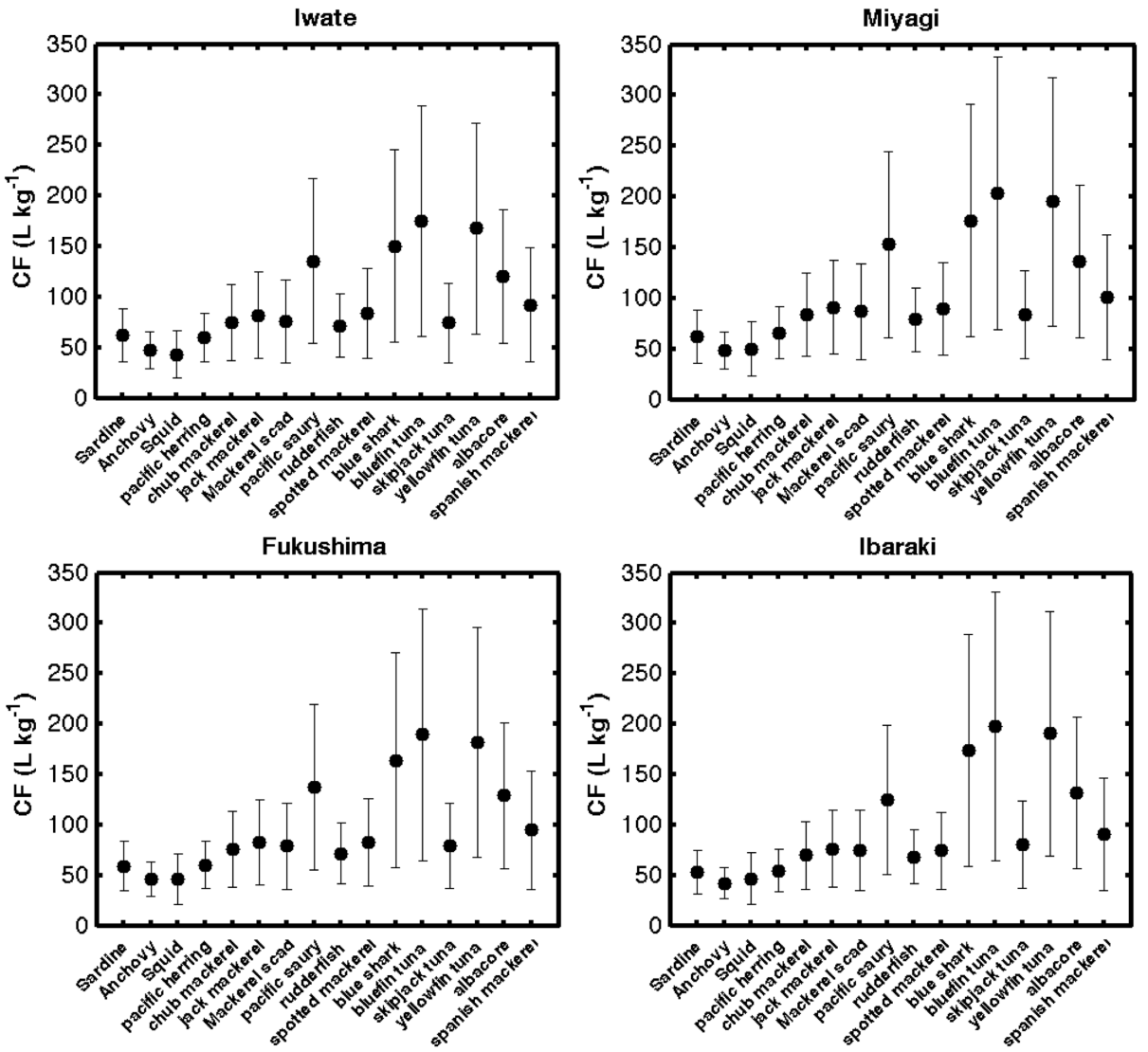


FIGURE *8.14 – Le rapport de concentration calculé dans les conditions de l'équilibre pré-accidentel (CF) pour les différentes espèces étudiées. La moyenne et l'écart-type de chaque barre d'erreur sont calculés sur la base des valeurs de CF correspondant aux différentes cohortes de l'espèce en question*

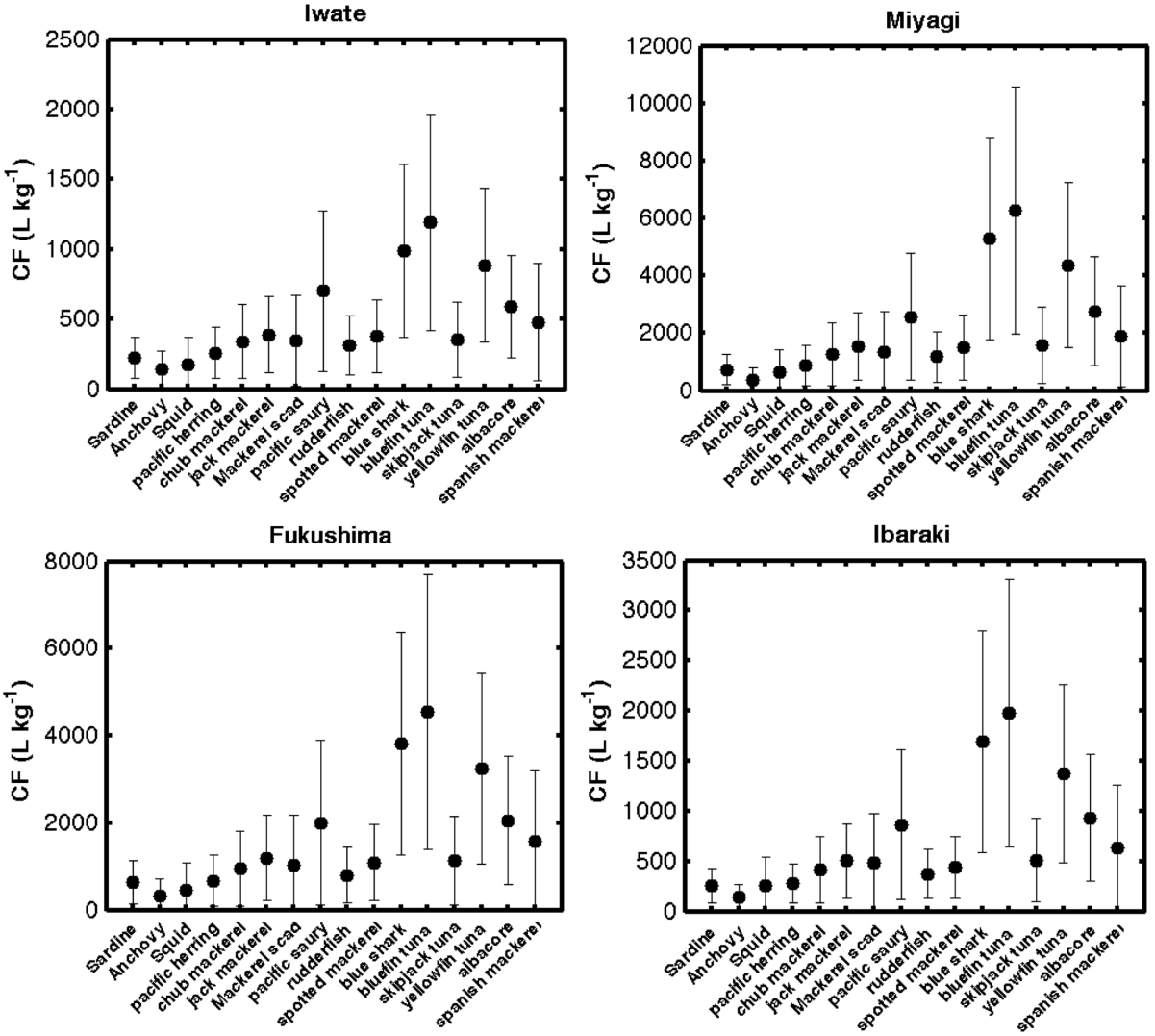


FIGURE *8.15 – Le rapport de concentration post-accidentel (CR) calculé pour les différentes espèces étudiées. La moyenne et l'écart-type sont calculés sur la base des valeurs de CR correspondant aux différentes cohortes de l'espèce en question*

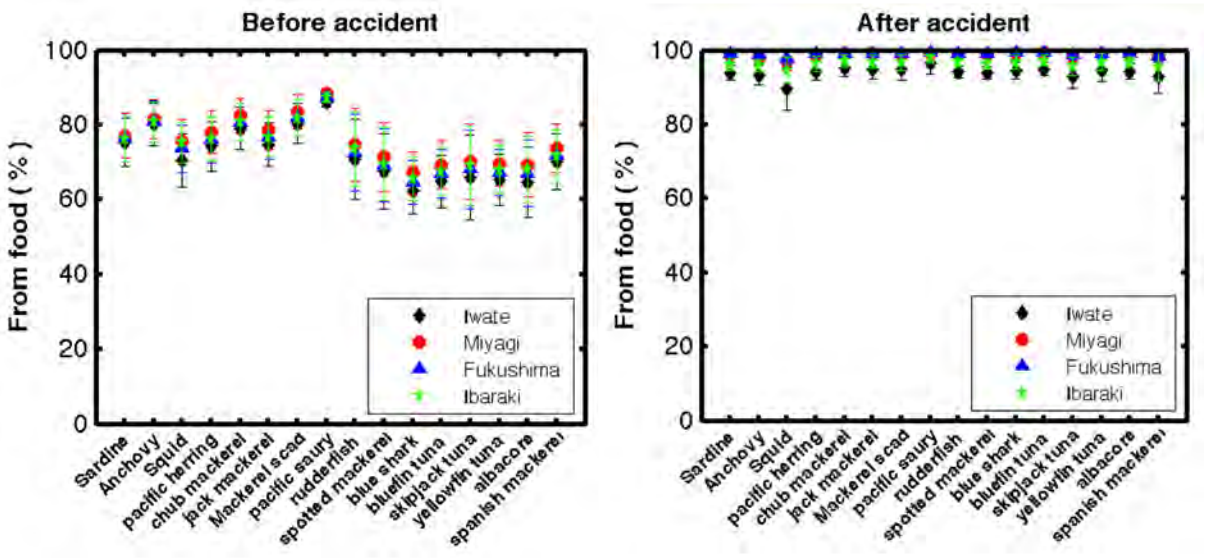


FIGURE *8.16 – Proportion relative moyenne de la part du $^{137}Cs$ accumulée à partir de la nourriture avant et après l'accident*

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 classifier 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 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 $\psi$ ) 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 ($L_\infty$) 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 ($\mu$ 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 $\mu$ 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 vue 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 $\eta$ 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-

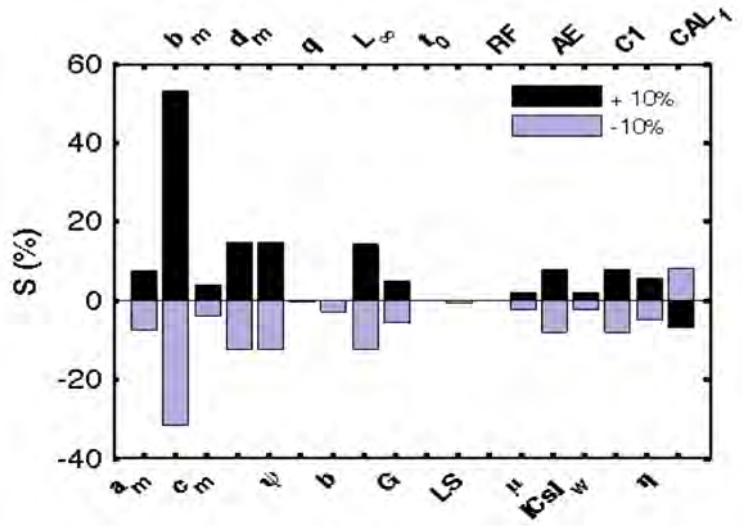


FIGURE *8.17 – Résultats de l'analyse de sensibilité, la valeur de chaque paramètre représenté ici correspond à la médiane des valeurs obtenues pour tous les poissons et qui sont reportés dans les Tableaux 8.6 et 8.7*

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 $\psi$) 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 ($L_\infty$) 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 $\eta$ 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*

| **Paramétre** | **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 |
| $\psi$ | 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 |
| Longeur/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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $L_\infty$ | 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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $\mu$ | 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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $\eta$ | 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*

| **Paramétre** | **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 |
| $\psi$ | -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 |
| Longeur/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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $L_\infty$ | -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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $\mu$ | -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 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $\eta$ | -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 ente 250 et 300 jours pour les prédateurs supérieurs (requin bleu, thon rouge et thon à nageoires jaune). 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 alimentation 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.