



Évaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impacts anthropiques sur le temps de restauration du stock d'anguille européenne

Patrick Lambert

► To cite this version:

Patrick Lambert. Évaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impacts anthropiques sur le temps de restauration du stock d'anguille européenne. [Rapport de recherche] irstea. 2008, pp.23. hal-02592828

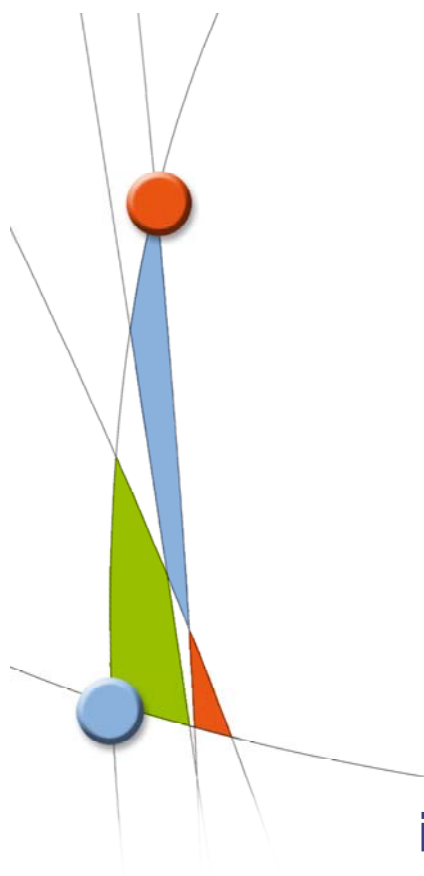
HAL Id: hal-02592828

<https://hal.inrae.fr/hal-02592828>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Evaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impacts anthropiques sur le temps de restauration du stock d'anguille européenne

Juillet 2008

Patrick Lambert

Cemagref Bordeaux

Unité écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins

50, avenue de Bordeaux 33612 Cestas Cedex

Tel : 05 57 89 08 00 fax : 05 57 89 08 01



1. Introduction

La mise en œuvre du règlement communautaire relatif à la reconstitution du stock d'anguille européenne (Commission des communautés européennes 2007) impose à chaque pays concerné la mise en place d'un plan de gestion par bassin constituant un habitat naturel historique pour l'anguille. L'objectif à long terme de ces plans de gestion est d'atteindre un taux d'échappement de géniteurs équivalent à 40 % de la biomasse pristine que ce bassin aurait produit sans pression anthropique impactant cette espèce. Il est également demandé un calendrier d'atteinte de cet objectif en fonction des mesures prises.

La rédaction de ces plans de gestion est rendue cependant difficile par la difficulté d'évaluer les stocks dans les bassins aux différentes écophases de l'anguille, et de cerner les niveaux d'impact occasionnés par les diverses activités sur la biomasse finale de géniteurs produite par le bassin. L'approche par modélisation semble une solution crédible pour apprécier l'effet possible des mesures de gestion (Dekker, Pawson et al. 2006).

L'objectif de ce travail est de présenter le modèle « Simple Eel Dynamics » dont l'objectif est d'approcher l'état actuel du stock et sa possible vitesse de reconstitution en fonction de différentes hypothèses de gestion.

2. Révision du modèle procustéen de Dekker (2000)

Dekker a proposé en 2000 un premier modèle de dynamique de la phase continentale de l'anguille à l'échelle européenne. Il le qualifie lui-même de procustéen, c'est-à-dire que la dynamique a été simplifiée à l'extrême pour s'adapter aux données disponibles.

Rappelons les hypothèses utilisées dans ce modèle (Dekker 2000)

- Le stock est séparé en deux, un pour le golfe de Gascogne (y compris le Portugal, l'Espagne et le Canal de Bristol au Royaume Uni) et l'autre pour le reste de l'Europe. Le premier supporte l'essentiel des pêcheries civellières, le second les pêcheries d'anguilles argentées ;
- la vie continentale de l'anguille est décomposée en quatre stades, civelles, anguilles jaunes avant exploitation, anguilles jaunes exploitées, anguilles argentées dont les durées moyennes sont respectivement de 0,25 année, 10 années, 6,3 années et 0,5 année ;
- la masse d'une civelle est de 0,3 g ; une anguille jaune exploitée ou une anguille argentée pèse 200 g ;
- le recrutement est considéré comme constant sur un cycle de vie
- le coefficient de mortalité naturelle est fixé à $M = 0,138 \text{ an}^{-1}$ (en supposant que la survie au stade anguille jaune pré-exploitée, i.e. sur 10 ans, est de 25 %) ;
- le taux d'échappement des pêcheries d'anguilles argentées dans les deux zones est de 30 % (estimé à partir de suivi de marquage d'anguille argentée dans la Baltique).

Le principe est de calculer les effectifs aux différents stades en fonction des évaluations de captures de civelles, d'anguilles jaunes et argentées en simplifiant l'analyse séquentielle des populations (Gulland 1965).

L'alevinage pratiquée principalement ailleurs qu'en zone Gascogne (à partir de civelles locales ou provenant de la zone Gascogne) complique l'analyse. Contrairement à Dekker (2000), nous avons simplement retranché la contribution des civelles alevinées au stock d'anguilles jaunes pré-exploitées en considérant une mortalité naturelle majorée de 5 %.

Nos calculs, à partir des chiffres de capture estimés par Dekker (2000) pour le début des années 1990, conduisent quasiment aux mêmes résultats (Figure 1). Nous avons complété ensuite ce travail en calculant l'échappement potentiel en l'absence de mortalité par pêche puis le pourcentage de rendement du stock par recrue (%SPR) par le ratio entre échappement actuel et échappement sans mortalité anthropique. Le %SPR est un point de référence classiquement utilisé en halieutique pour définir des cibles en mortalité (Mace and Sissenwine 1993; Caddy and Agnew 2004).

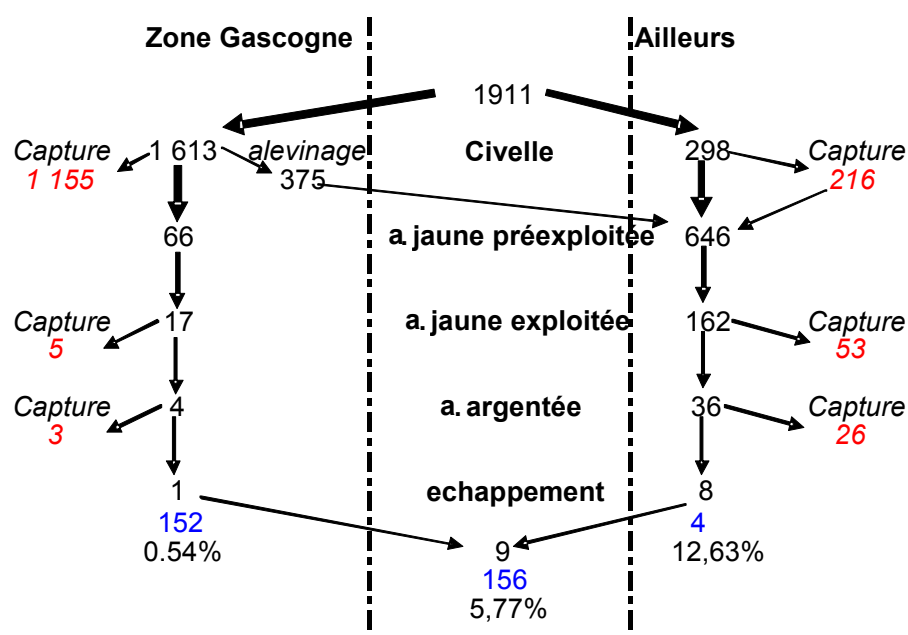


Figure 1 : Synthèse schématique de la population d'anguille européenne par stade (en million d'individus) à partir des captures (en rouge) estimées pour le début des années 1990. La mortalité naturelle explique les différences entre les effectifs à chaque stade (légèrement modifié après (Dekker 2000)). Les chiffres en bleu indiquent l'échappement potentiel en l'absence de mortalité par pêche, les pourcentages les %SPR correspondant

Les faibles %SPR trouvés confirment que la situation du stock d'anguille ne peut être considérée que comme en dehors de ces limites de sécurité biologique et que les pêcheries associées ne sont plus durables (ICES 2000).

Toutefois il nous est apparu nécessaire d'adapter cette approche en modifiant quelques hypothèses pour mieux tenir compte des particularismes régionaux.

- La masse des anguilles argentée a été augmentée à 300 g ;
- La mortalité naturelle au stade civelle a été augmentée à 70% (voir ci-dessous) ;
- Les durées des phases pré-exploitée et jaune exploitée ont été ramenée à 4 ans pour la zone Gascogne pour tenir compte de la croissance plus rapide au sud de l'aire de répartition (Daverat, Beaulaton et al. soumis) ;
- L'analyse pour le stock Gascogne se fait de manière prospective, i.e. en fixant un taux d'exploitation de 35 % pour les pêcheries de civelles et en calculant successivement pour les autres stades (voir ci-dessous);

Briand (données non publiées) trouve des mortalités entre 63 et 91 % suite à des lâchers de civelles dans des ruisseaux bretons. Berg et Jorgensen (1994) estiment la mortalité à 80 % (65 – 80) après 100 jours dans un bassin versant danois à partir d'alevinage de civelles élevées en aquaculture pendant 2 mois. Une partie de ce taux pourrait s'expliquer par l'échappement d'animaux vers des zones inaccessibles à la pêche électrique (bien que l'essentiel des recaptures à proximité du site de lâchage laisse penser à un faible déplacement). Imbert et al. (in préparation) estiment à 27 % la mortalité annuelle non biaisée par la transience d'animaux sauvages marqués de taille comprise entre 60 et 240 mm.

Commentaire [PL1] : Combi en de temps après

Klein Breteler (1992) trouve des taux de mortalité d'environ 40 % (10-80) pour des civelles stockées dans des petits plans d'eau entre mai et octobre. Dans des essais en structures expérimentales, Huertas et Cerda (2006) trouvent des mortalités au bout de 90 jours entre 34,2 % et 41,8 % sauf pour l'essai à forte densité où la mortalité s'élève à 83,3% (problème de qualité d'eau).

Beaulaton et Briand (2007) utilisent dans leur modèle un coefficient de mortalité pour la civelle de 0.01 jour^{-1} , soit sur 100 jours un taux de mortalité de 63 % (97 % sur un an).

Des mortalités très élevées sont également enregistrées pour des juvéniles d'autres espèces. Par exemple, le taux de survie passe de moins de 2 % pour des morues de 8 cm à 75 % pour des individus de 12 cm après 3 mois en mer (Kristiansen, Ottera et al. 2000), ce différentiel s'expliquant par des prédateurs plus importantes sur les petites tailles.

A partir de cette rapide synthèse bibliographique, il semble raisonnable de considérer un taux de mortalité de 70 % en milieu naturel pour la phase civelle.

Pour le stock Gascogne, il semble plus correct de commencer le calcul par le stade civelle, stade le plus exploité et pour lequel on commence à avoir des estimations du taux d'exploitation plutôt que d'extrapoler le taux d'exploitation de la pêche d'anguille argentée de la Baltique à une zone où elle est très peu développée. Les taux d'exploitation ont été estimés à plus de 95 % dans l'estuaire de la Vilaine fermé par un barrage (Briand, Fatin et al. 2005), à 16 % pour la pêche maritime de l'estuaire de l'Adour (Bouvet, Prouzet et al. 2006), à un peu plus de 22 % (Beaulaton and Briand 2007) pour l'estuaire de la Gironde. Une synthèse et des extrapolations à l'ensemble des bassins versants de la façade atlantique française, réalisées par un groupe d'experts du Grisam, ont conduit à une estimation moyenne de 35 %. Notons

cependant que cette approche prospective (de la civelle à l'anguille argentée) ne profite pas de la propriété de convergence de l'analyse séquentielle des populations (Pope 1972) bien que le fait de l'appliquer sur seulement quatre stades en limite la portée (Dekker 2000).

Avec ces nouvelles hypothèses, la situation reste critique avec des %SPR encore faibles. Toutefois, les conclusions de Dekker (2000; submitted) affirmant que la zone Gascogne recevant 75 % du recrutement ne contribue que pour 10 % de la biomasse féconde doivent être tempérées. D'après nos calculs, cette zone reçoit 75 % du recrutement et produit 97 % des anguilles argentées. Un autre résultat de notre analyse est que l'alevinage dans le reste de l'Europe ne sert qu'à compenser les prélèvements par les pêcheries d'anguilles jaunes et argentées dans ce secteur. Cette réévaluation du modèle procusteéen montre surtout l'importance des hypothèses sur les paramètres inconnus du modèle, ce qui avait déjà été souligné par (Dekker 2000). Cette remarque permet d'insister à nouveau sur la prudence nécessaire dans l'utilisation de ces résultats. Il est peu vraisemblable que la zone Gascogne produise l'essentiel du stock reproducteur mais il est tout aussi peu vraisemblable que sa contribution soit négligeable. Il n'en demeure pas moins vrai que ces résultats reposent sur les connaissances actuelles du fonctionnement de la population d'anguille et que dans un contexte d'urgence, ils donnent des éléments utilisés pour orienter la gestion.

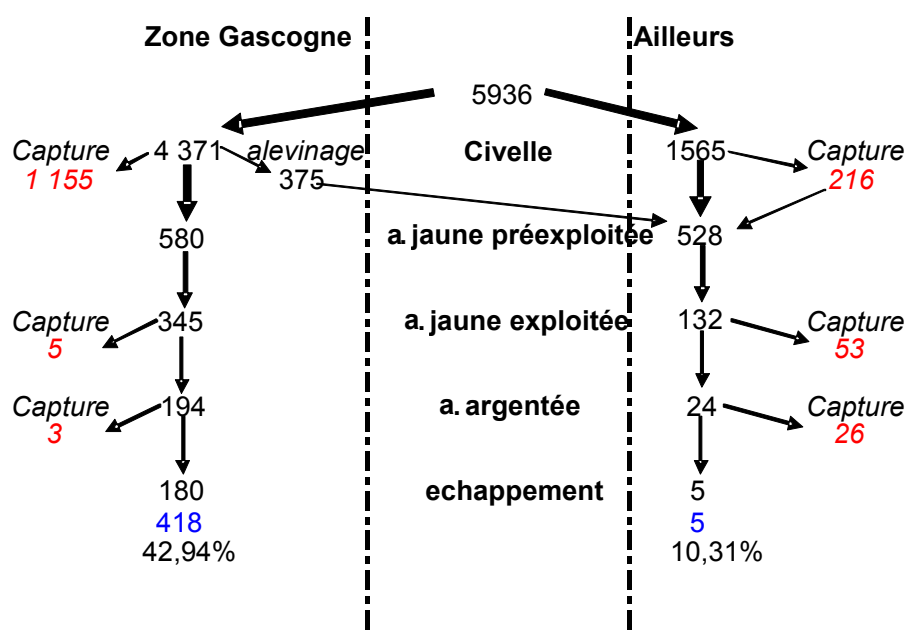


Figure 2 : Nouvelle synthèse schématique de la population d'anguille européenne par stade (en million d'individus) à partir des captures (en rouge) estimées pour le début des années 1990. La mortalité naturelle explique les différences entre les effectifs à chaque stade (fortement modifié après (Dekker 2000)). Les chiffres en bleu indiquent l'échappement potentiel en l'absence de mortalité par pêche, les pourcentages les %SPR correspondant

3. Le modèle SED (Simple Eel Dynamics)

Rappelons que la question posée par les gestionnaires concerne la temps de restauration de la population d'anguilles dans des conditions proches de celle rencontrées en France.

Dans ce but, le modèle SED (Simple Eel Dynamics) a été développé. Il reprend le mode de calcul présenté pour la révision du modèle de Dekker (2000) en la couplant avec l'approche développée par Aström et Dekker (2007). Le principe de l'analyse est de définir une droite de remplacement en estimant les coefficients de mortalité par pêche à partir des estimations de captures après avoir fixé les coefficients de mortalité naturelle et anthropique autre que la pêche. Puis, une relation stock recrutement (en forme de crosse de hockey, Barrowman and Myers 2000) en complément de cette droite est ajustée pour reproduire l'évolution du recrutement.

3.1. Structure de SED

A l'instar d'Aström et Dekker (2007) qui avaient considéré que la dynamique de l'anguille ne dépendait que du stock « ailleurs que zone Gascogne », nous faisons l'hypothèse que tout repose sur le stock colonisant les côtes atlantiques françaises y compris Mer du nord et Manche. Cette hypothèse n'est pas irrecevable au vu de l'importance de la zone Gascogne dans les résultats du modèle procustéen révisé. Elle peut être considérée comme précautionneuse (pour les gestionnaires de cette zone) puisqu'elle correspond à une situation où aucun autre bassin versant européen ne contribuerait au stock reproducteur. A contrario, il fait peser les efforts de restauration sur les seuls bassins versants de la côte atlantique ce qui semble exagéré et inéquitable.

Par rapport à l'approche procustéenne, deux nouvelles phases ont été intégrées, la première, « anguillette », entre les stades « civelles » et « anguilles jaunes pré-exploitées » pour intégrer une éventuelle mortalité densité dépendante au-delà du stade civelle. La seconde, « échappement » après le stade « anguille argentée exploitée » de manière à tenir compte des baisses de succès reproducteurs pour les individus contaminés et atteints d'anguillicolose. Les différents types de mortalité appliquée à chaque phase ainsi que les durées des phases sont résumés dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Différents types de mortalité associés à chaque phase.

Phase	Durée (année)	Mortalité naturelle		Mortalité liée à la pêche	Autres mortalités
		Densité- indépendant	Densité- dépendant		
Civelle	0,25	✓	(✓)	✓	✓
Anguilllette	0,75	✓	(✓)		✓
Anguille préexploitée	3,00	✓			✓
Anguille jaune exploitée	4,00	✓		✓	✓
Anguille argentée exploitée	0,50	✓		✓	✓
Echappement	0,50	(1)			✓

Commentaire [PL2] : On n'est pas cohérent avec GRISAM 2007 p49 mais avec GRISAM 2007 p58

Commentaire [PL3] : Pour des raisons de suivi des cohortes, réduit à .75 par rapport à 1 dans le rapport grisam

(1) intégré dans la relation stock recrutement

3.2. Description de SED

3.2.1. Tendance du recrutement sur la façade atlantique française

Les arrivées de civelles ont chuté depuis le début des années 1980 (Dekker 2000) (ICES 2007). Pour autant, plusieurs courbes de tendance ont été ajustées, rendant plus ou moins drastique la diminution (**Figure 3** et Tableau 2). La courbe classique pour l'ensemble population, basé sur les indices Loire, Den oever et Ems (Aström and Dekker 2007; ICES 2007) est la plus pessimiste. Une analyse récente de Beaulaton (2008) tempère cette analyse. Concernant la façade atlantique nous avons basé notre indicateur sur les séries de captures totales sur la Vilaine (ICES 2007), de capture par unité d'effort sur l'Adour (Beaulaton, 2008) et sur la tendance d'évolution des CPUE Garonne (Beaulaton, 2008), ces trois séries pouvant être considérées comme les meilleurs indicateurs d'abondance des arrivées de civelles sur ce secteur. Cet indicateur se trouve être proche de celui calculé pour l'Europe par Beaulaton (2008).

Donc l'arrivée des civelles l'année t s'écrit donc

$$N_0(t) = N_0(2005)e^{-0,0997(t-2005)}$$

La note Grisam de 2007, à partir d'avis d'experts, dresse le bilan des taux d'exploitation de la civelle durant une saison de migration pour les différents bassins versants de la façade atlantique française en tenant compte des arrivées hors de la saison de pêche de l'ordre de 15 %. Les arrivées totales en 2005 $N_0(2005)$ sont ainsi estimées à 255 tonnes soit 765 millions de civelles.

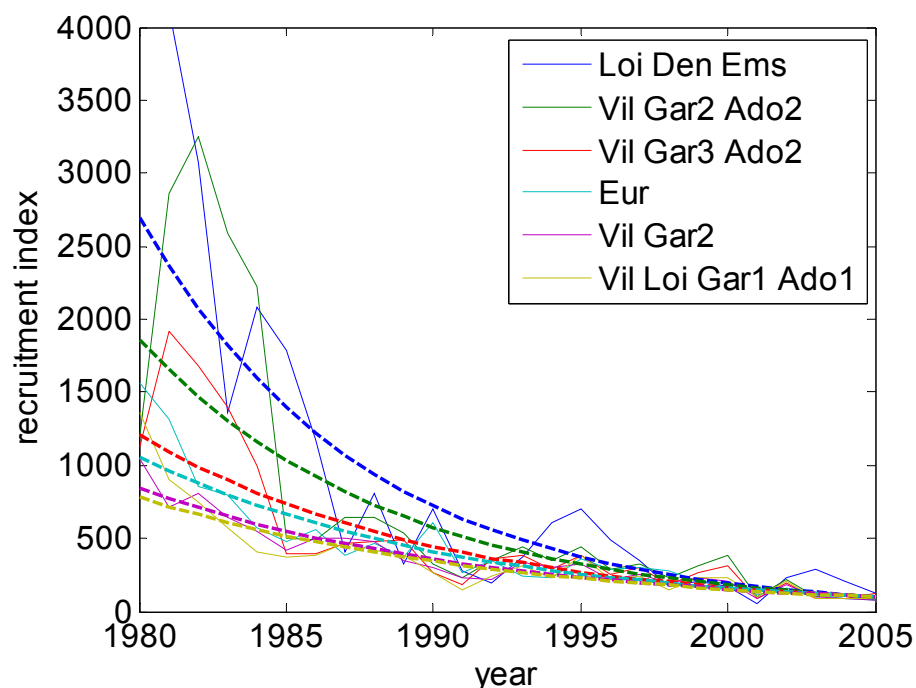


Figure 3 : Evolutions et tendances exponentielles entre 1980 et 2005 de différents indices de recrutement calculé pour l'Europe et pour la façade atlantique françaises standardisés par la valeur de la tendance en 2005 (Eur : index européen basé sur 8 séries chronologiques pertinentes de recrutement (Beaulaton 2008) ; Loi : capture totale de la pêche de civelles sur la Loire (ICES 2007) ; Den : suivi standardisé des arrivées de civelles dans le Den Oever (Hollande) (ICES 2007) ; Ems : passage d'anguillettes au niveau d'un barrage sur l'Ems (Allemagne) (ICES 2007) ; Vil : capture totale (indice d'abondance) de la pêche de civelles sur la Vilaine (ICES 2007) ; Gar1 : capture totale de la pêche de civelles sur le bassin de la Garonne (ICES 2007) ; Gar2 : capture par unité d'effort de la pêche de civelles dans le bassin de la Garonne (ICES 2007) ; Gar3 : indice d'abondance des civelles calculé à partir des CPUE Garonne (Beaulaton 2008) ; Ado1 : capture totale de la pêche de civelles sur le bassin de l'Adour (ICES 2007) ; Ado2 : capture par unité d'effort de la pêche de civelles dans le bassin de l'Adour (ICES 2007))

Tableau 2 : Tendance exponentiel du recrutement sur la période 1980-2005 pour différentes séries chronologiques

Série chronologique	Tendance exponentiel
Loi Den Ems	- 0,1318
Vil Gar2 Ado2	- 0,1169
Vil Gar3 Ado2	- 0,0997
Eur	- 0,0945
Vil Gar2	- 0,0853
Vil Loi Gar1 Ado1	- 0,0822

Voir légende la Figure 3 pour la signification des sigles

3.2.2. La mortalité naturelle

Comme pour la révision du modèle procustéen, la mortalité naturelle au stade civelle (en 4 mois) a été fixée à 70 %. Aux phases ultérieures, on a repris la valeur de Dekker (2000) soit une mortalité annuelle de 13 %. Rappelons que cette valeur a été fixée en considérant une mortalité totale de 75 % sur la phase pré-exploitée estimée à 10 ans dans l'étude de Dekker (2000).

3.2.3. Mortalité par pêche légale sur la façade atlantique française

Les estimations des captures sur la façade atlantique française sont présentées dans le Tableau 3. Les captures de civelles correspondent aux pêcheries professionnelles et amateur aux engins pour l'année 2005 (ICES 2007). Les captures d'anguilles jaunes sont réalisées par les pêcheurs maritimes (données CNTS et ICES 2007), amateurs aux engins et à ligne (ICES 2007) durant l'année 2005, par les pêcheurs fluviaux en moyenne entre 1999 et 2002 (source CSP). Les captures d'anguilles argentées correspondent à celles réalisées par la pêcherie professionnelle sur la Loire (Feunteun, comm. pers.).

Tableau 3 : Captures des pêcheries d'anguilles sur la façade atlantique française

Phase	Captures (tonnes)	Masse individuelle (g)
Civelle	90	0.33
Anguille jaune exploitée	630	200
Anguille argentée exploitée	40	300

3.2.4. La mortalité autre que la pêche légale sur la façade atlantique

Quasiment pas d'information à l'échelle d'un stock n'est disponible concernant les mortalités autres que la pêche légale. Sous ce terme, nous entendons les mortalités engendrées par les conditions sanitaires des individus (contamination chimique, parasitose induite par l'homme), les mortalités liées aux obstacles à la migration, les mortalités liées aux pompages, aux assecs, au bouchon vaseux, ... et enfin les prélèvements liés au braconnage. N'ont pas été intégrées à ce stade de l'analyse les mortalités liées à la perte d'habitat qui relèvent d'un mécanisme de densité dépendance.

En première approximation (expertise GRISAM 2007) on a considéré une mortalité autre que la pêche légale de l'ordre de 6.7 % par an sur la durée de la vie continentale de l'anguille (équivalent à la moitié de la mortalité naturelle de l'anguille jaune) auquel se rajoute une mortalité lors de la phase de reproduction de l'ordre de 50% pour tenir compte des problèmes de contamination.

3.2.5. Scénarios de gestion

En termes de scénarios de gestion, nous avons considéré, outre le bannissement de toute pêche et le statut quo, une réduction du coefficient de mortalité par pêche de 25, 50 et 75 % (équivalent en première approximation à la réduction dans les mêmes proportions de l'effort effectif). De même, nous avons considéré, des réductions de 0, 25, 50, 75 et 100 % pour la mortalité autre que la pêche légale. Nous avons supposé que toutes ces mesures étaient mises en place simultanément en 2010.

3.2.6. Principe de calcul

Droite de remplacement

La droite de remplacement est calculée à partir des évaluations des captures par pêche légale (coefficient de mortalité instantané noté F) et des estimations d'expert sur les mortalités autres que la pêche (coefficient de mortalité instantané noté H) et sur la mortalité naturelle (coefficient de mortalité instantané noté M). A noter que la mortalité naturelle durant la migration transocéanique des argentées et des leptocéphales est intégrée dans la relation stock-recrutement. Compte tenu de la durée du cycle, nous avons tenu compte de la décroissance des arrivées de civelles dans l'estimation des coefficients de mortalité par pêche.

Soit, $N_a(t)$ le nombre d'animaux d'âge a l'année t , $C_a(t)$ les captures correspondantes entre $t - \Delta t$ et t . A partir de l'équation de Baranov (1918), ayant fixé M_a , H_a et connaissant $N_{a-\Delta t}(t - \Delta t)$, on peut calculer F_a

$$C_a(t) = \frac{F_a}{M_a + F_a + H_a} N_{a-\Delta t}(t - \Delta t) (1 - e^{-(M_a + F_a + H_a)\Delta t})$$

et mettre à jour les effectifs

$$N_a(t) = N_{a-\Delta t}(t - \Delta t) e^{-(M_a + F_a + H_a)\Delta t}$$

Le principe du calcul revient à estimer des taux de mortalité constants sur la durée des stades à partir des captures totales par stade.

Relation stock recrutement

L'ajustement de la relation stock recrutement est basé sur une série chronologique de 25 ans du recrutement pour la zone concernée. La série chronologique de l'échappement est calculée en appliquant la droite de remplacement sur la série recrutement avec le décalage du temps de génération de 11 ans (2 ans de migration des civelles, 8,5 ans de vie continentale et 0.5 an de migration océanique des géniteurs).

Temps de restauration et temps avant extinction

Nous avons considéré que la population était restaurée lorsque le recrutement simulé se maintenait à sa valeur historique de 1980 (Aström and Dekker 2007). Cette

approche correspond à la meilleure approximation de l'objectif de 40% de l'échappement par rapport à la situation pristine demandé par le règlement (ICES 2007).

Arbitrairement, nous avons fixé le temps avant extinction comme la durée pendant laquelle le recrutement ne tombait pas en dessous du centième du recrutement historique. Rappelons qu'actuellement le recrutement est de l'ordre de 8 % en moyenne du recrutement historique sur la façade atlantique.

3.3. Résultats et discussion

La calibration du modèle conduit aux coefficients de mortalité suivants (Tableau 4)

Tableau 4 : Coefficient de mortalité fixé (en italique) ou calculé pour la façade atlantique française

	Durée (an)	Coefficient mortalité (an ⁻¹)		
		naturelle (M)	par pêche légale (F)	autre (H)
Civelle	0,25	<i>4,8159</i>	3,3195	<i>0,0693</i>
anguillette	0,75	<i>0,1386</i>	0	<i>0,0693</i>
Anguille jaune pré-exploitée	3	<i>0,1386</i>	0	<i>0,0693</i>
Anguille jaune exploitée	4	<i>0,1386</i>	0,0156	<i>0,0693</i>
Anguille argentée	0,50	<i>0,1386</i>	0,0069	<i>0,0693</i>
Echappement	0.50	-	-	<i>0,6931</i>

La relation stock-recrutement trouvée estime qu'une anguille argentée saine quittant le continent produit 22 civelles arrivant sur nos côtes. Cette valeur est légèrement supérieure à celle trouvée par Aström et Dekker (2007) (15,2 civelles pour une anguille argentée). Ces auteurs avaient pourtant considéré une décroissance du recrutement plus drastique mais surtout avaient utilisé des taux de mortalité par pêche bien plus élevés.

La dynamique de l'anguille sur la façade atlantique française est résumée par la (Figure 4). Pour faire simple, l'angle entre les deux droites de remplacements (droites bleue et rouge) renseigne sur le niveau de pression anthropique sur le stock. L'angle entre la droite de remplacement en condition actuelle et la relation stock-recrutement (droites verte et rouge) est imposé par la tendance de décroissance du recrutement. L'angle entre la relation stock-recrutement et la droite de remplacement sans mortalité anthropique (droites rouge et bleue) indique la vitesse maximale de restauration du stock.

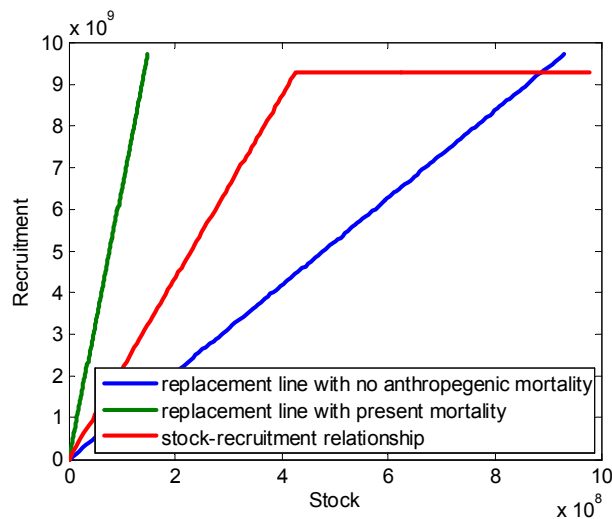


Figure 4: Relation stock-recrutement (en rouge), droites de remplacement actuelle (en vert) et en l'absence de mortalité anthropique (en bleu) pour la façade atlantique française

Nous avons refait le calcul en ne considérant pas de mortalité autre que la pêche légale. Dans ce cas, la relation stock recrutement passe sous la droite de remplacement sans mortalité anthropique (Figure 5), conduisant systématiquement à l'extinction du stock. Ce calcul justifie l'existence de sources de mortalité autre que la pêche légale pour expliquer la dynamique de la population d'anguille.

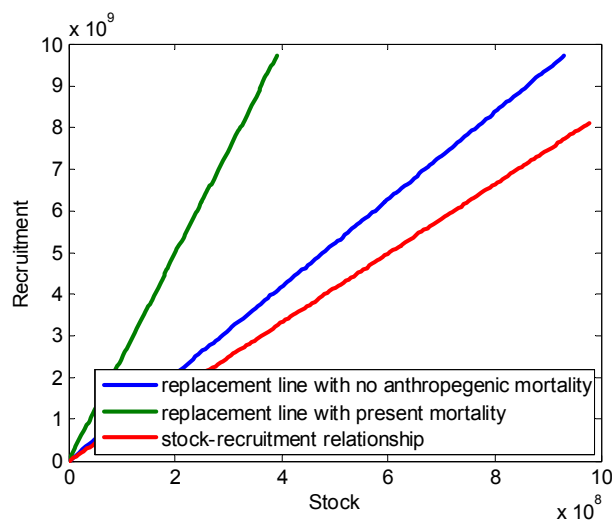


Figure 5 : Relation stock-recrutement (en rouge), droites de remplacement actuelle (en vert) et en l'absence de mortalité anthropique (en bleu) pour la façade atlantique française dans le cas où seule la mortalité par pêche légale est considérée.

Nous avons calculé le temps de restauration et le temps avant extinction (Tableau 5 et Figure 6) pour les 25 scénarios envisagés (5 niveaux de réduction pour la mortalité par pêche légale et pour les autres sources de mortalité). Tout d'abord,

aucune restauration n'est possible si les mesures de gestion ne portent pas sur les deux sources de mortalité. Pour imaginer une restauration, des efforts importants de réduction des mortalités doivent être envisagés, de l'ordre de 75 %. Le choix du scénario, en fonction des objectifs souhaités, est clairement du ressort des gestionnaires. Dans tous les cas, la restauration, quand elle est envisageable sera longue. Une réduction de 75 % de toutes les mortalités conduit par exemple à un temps de restauration de 137 ans. On alors peut raisonnablement s'interroger sur la constance des conditions environnementale et économique sur une si longue période.

Tableau 5: Temps de restauration en fonction du niveau de réduction de la mortalité par pêche légale et des autres sources de mortalité

Réduction (en %) des coefficients de mortalité		temps de restauration ⁽¹⁾	Temps avant extinction ⁽²⁾
Autres sources	pêche légale	(année)	(année)
100	100	60	-
	75	82	-
	50	129	-
	25	> 500	-
	0	-	121
75	100	82	-
	75	137	-
	50	> 500	-
	25	-	109
	0	-	53
50	100	159	-
	75	> 500	-
	50	-	97
	25	-	46
	0	-	34
25	100	> 500	-
	75	-	94
	50	-	44
	25	-	32
	0	-	26
0	100	-	94
	65	-	42
	25	-	31
	10	-	24
	0	-	22

⁽¹⁾ durée pour retrouver un recrutement égale au recrutement historique (1980)

⁽²⁾ durée avant que le recrutement tombe au centième du recrutement historique (1980)

Si rien n'est fait, l'anguille aura virtuellement disparu (si on accepte le fait d'une extinction dès que le recrutement tombe à moins de 1% de sa valeur historique) dans une vingtaine d'années. Les mesures de gestion qui ne sont pas compatibles avec la restauration du stock allonge ce délai. Par exemple une réduction par deux des mortalités conduit à une « extinction » dans 100 ans. Toutefois de telles stratégies sont clairement incompatibles avec le règlement européen mais laissent la

possibilité d'une rupture de régime dans la dynamique (disparition des pêcheries, recrutement exceptionnel lié à des conditions environnementales particulières, ...) qui pourrait conduire à une restauration du stock. Mais laisser une chance à la chance, c'est aussi accepter le risque de perdre cette espèce.

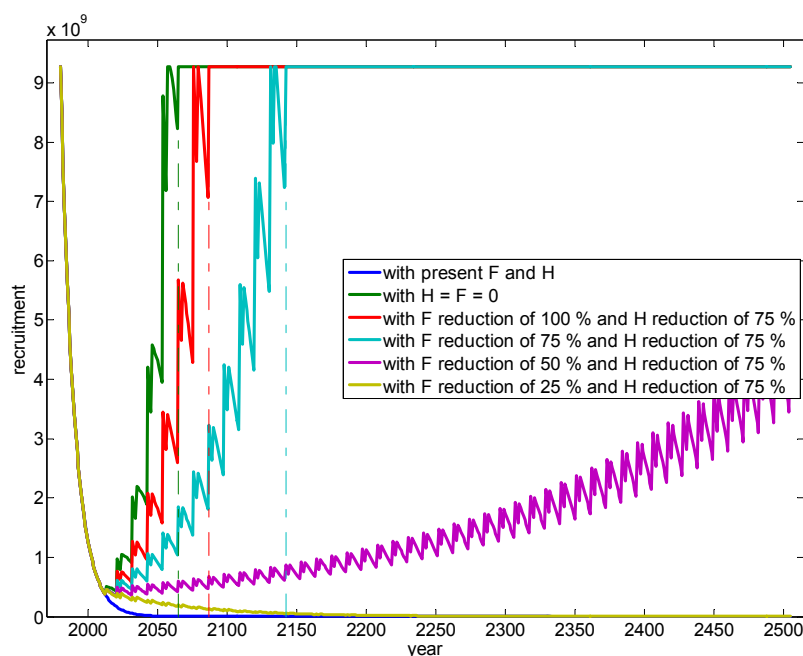


Figure 6 : Evolution du recrutement pour six scénarios de gestion (ligne discontinue, la date de début des mesures de gestion, ligne mixte, le date de restauration de la population)

Par ailleurs, nous avons entrepris une analyse sommaire d'incertitude. 5 % d'erreur sur l'estimation des mortalités (M , F et H) et du taux net de production de civelles par anguille argentée peut modifier sensiblement le temps de restauration (Figure 7). Une nouvelle fois, c'est plus l'ordre de grandeur du temps de restauration qui a un sens que sa valeur absolue.

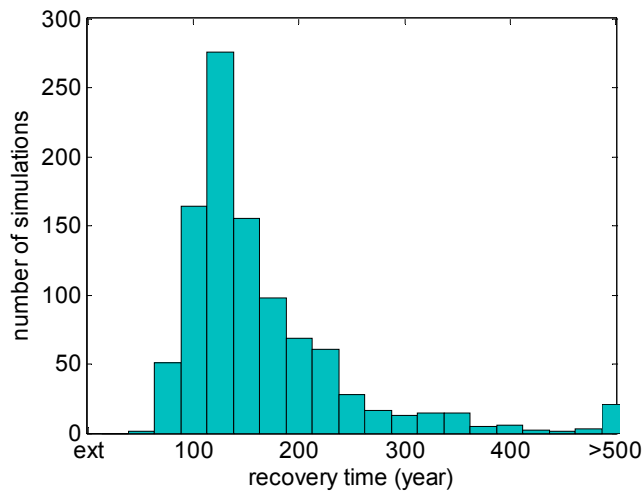


Figure 7 : Résultat de l'analyse d'erreur (5 % sur les coefficients de mortalité naturelle, par pêche légale et autre, 5% sur le taux net de production de civelles par anguille argentée) sur le temps de restauration pour le scénario de réduction par 75 % de toutes les mortalités

La Figure 8 permet de préciser la dynamique de la population après les mesures de gestion. La réduction de la mortalité sur les anguilles jaunes argentées induit une augmentation sur le recrutement 2 ans après la mise en œuvre de la gestion alors que l'effet de la réduction de la mortalité sur les civelles n'intervient qu'après un cycle de vie soit 11 ans. Ce double effet explique le double pic trouvé dans ces simulation alors que Aström et Dekker (2007) avait trouvé des oscillations plus simples puisqu'ils ne s'intéressaient qu'à la gestion d'une pêcherie.

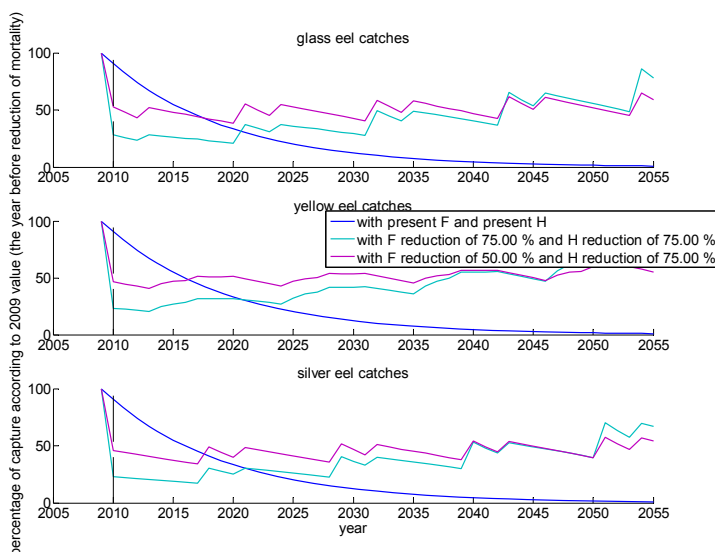


Figure 8 : Evolution du recrutement et de l'échappement des anguilles argentée pour trois scénarios de gestion (ligne discontinue, la date de début des mesures de gestion)

La Figure 9 illustre les conséquences des mesures de gestions sur l'évolution des captures, en particulier la simultanéité des gains à attendre pour les trois pêcheries. En effet, des captures supérieures à celles obtenues avec un statut quo interviendraient 7-8 ans après le début des mesures de gestion moins drastiques, 11 ans dans l'autre cas. Toutefois, les niveaux de capture d'avant les mesures de gestion ne seraient pas atteints dans les 50 ans qui suivent la mise en place de la gestion.

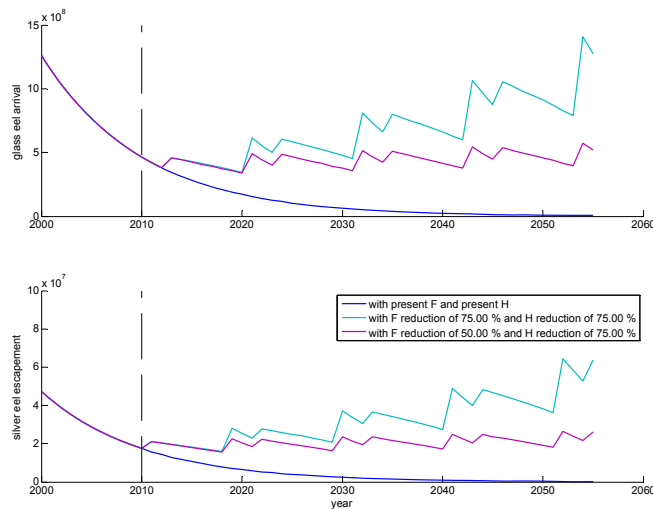


Figure 9 : Evolution relatives des captures par rapport aux valeurs de l'année précédente la mise en place des mesures de gestion pour trois scénarios de gestion (ligne discontinue, la date de début des mesures de gestion)

4. Prise en compte d'une mortalité densité-dépendante dans SED

Dès à présent, nous avons souhaité améliorer le modèle en intégrant une mortalité dépendant de la densité. En effet, Il n'est pas à exclure qu'un tel mécanisme existe au moins pour les jeunes stades. Lobon-Cervia et Iglesias (in press) ont expliqué des variations de mortalité naturelle par des différences de densité dans une petite rivière espagnole. Bevacqua et al. (2007) ont introduit une compensation dans la relation entre le nombre de civelles et d'anguillettes pour caler leur modèle de dynamique de la population du Vaccarès en Camargue. Enfin, une mortalité densité-dépendante est spéculée dans des estuaires dont les aménagements ont fortement réduit leur surface, « concentrant » les densités de civelles à des niveaux supérieurs à ceux conseillés pour le repeuplement (P. Prouzet, comm. pers). En tout état de cause, si elle existe, elle conduirait à minimiser l'impact des mortalités anthropiques et donc justifiera, au moins dans une certaine mesure, le maintien des activités de pêche.

A contrario, les arrivées actuelles sont sans commune mesure avec celles du passé. Si densité-dépendance il y a, elle ne doit plus guère jouer (ICES 2007). D'ailleurs, dans les années récentes, le front de colonisation en rivière s'est rapproché de la limite de marée dynamique (Lasne and Laffaille 2007), le sex ratio des anguilles dans

l'estuaire de la Gironde est maintenant en faveur des femelles (Lamaison 2005), deux faits à rapprocher d'une diminution de l'effet de la densité sur la dynamique de population des anguilles.

L'objectif de cette partie est de proposer une première formulation de ce mécanisme et d'estimer les conséquences sur le temps de restauration.

4.1. Formulation de la mortalité densité-dépendante

Dans la mesure où la densité dépendance introduit de la non-linéarité, nous sommes repartis des équations différentielles de base de l'halieutique.

En s'appuyant sur la formulation de Kostenzin (Beverton and Holt 1957), l'évolution N du nombre de poissons et des captures par pêche à l'un instant t s'écrit

$$\begin{cases} \frac{dN}{dt} = -(Z_a + Z_b N) N \\ \frac{dC}{dt} = FN \end{cases}$$

avec Z_a représentant la composante de la mortalité totale indépendante de la densité, Z_b la composante dépendant de la densité, F le coefficient de mortalité instantanée par pêche (inclus dans Z_a)

Cette formulation revient à supposer que la mortalité est influencée par la densité de poissons du même âge mais pas par la densité totale de poissons.

Remarquons que sans mortalité densité-dépendante ($Z_b = 0$ et $Z_a = M + F + H$), la résolution de ces équations différentielles permet de retrouver les formules de Baranov utilisées dans le chapitre précédent.

Dans les autres cas, une solution numérique conjointe des deux équations est approchée en utilisant un algorithme de résolution de Range-Kutta (fonction ode45 de Matlab).

Toutefois, il est possible d'intégrer analytiquement la première équation sur un intervalle de temps Δt correspondant à la durée d'un stade :

$$N_f = \frac{N_i e^{-Z_a \Delta t}}{1 + \frac{Z_b}{Z_a} (1 - e^{-Z_a \Delta t}) N_i}$$

En posant $A = e^{-Z_a \Delta t}$ et $K = \frac{Z_a}{Z_b (e^{Z_a \Delta t} - 1)}$ l'équation précédente devient

$$N_f = \frac{1}{\frac{1}{K} + \frac{1}{AN_i}}$$

qui correspond à une équation compensatoire de Beverton et Holt (1957) avec K l'asymptote de production.

Considérons deux stades successifs avec mortalité densité-dépendante. Si N_0 le nombre d'individus au début du premier stade, N_1 à la fin du premier stade (équivalent au nombre au début du deuxième stade) et N_2 à la fin du deuxième stade, on a

$$N_1 = \frac{1}{\frac{1}{K_1} + \frac{1}{A_1 N_0}}$$

et

$$N_2 = \frac{1}{\frac{1}{K_2} + \frac{1}{A_2 N_1}}$$

En mixant les deux équations, on peut écrire

$$N_2 = \frac{1}{\left(\frac{1}{K_2} + \frac{1}{A_2 K_1}\right) + \frac{1}{A_2 A_1 N_0}}$$

avec maintenant l'asymptote de production du stade 2 qui est égale à

$$K_{12} = \frac{1}{\frac{1}{K_2} + \frac{1}{A_2 K_1}}$$

ou encore

$$K_{12} = \frac{1}{\frac{Z_{2b}(e^{Z_{2a}\Delta t_2} - 1)}{Z_{2a}} + \frac{Z_{1b}(e^{Z_{1a}\Delta t_1} - 1)e^{Z_{2a}\Delta t_2}}{Z_{1a}}}$$

4.2. Calibration

En l'absence d'estimations de ces paramètres à l'échelle de la façade atlantique française, nous avons fait les hypothèses suivantes pour la calibration :

- Les mécanismes densité-dépendants sont limités au stade civelle et anguillette avec une composante densité-dépendante identique ;
- Dans les conditions actuelles de recrutement (2005) la survie des civelles est de 30 %, celle des anguillettes de 90 % ;
- Pour un recrutement historique, la production d'anguillette est égale à la moitié de la production asymptotique ;

Le deuxième point reprend les valeurs utilisées dans les chapitres 1 et 2 quand aucune mortalité densité-dépendante n'était considérée. Le troisième point est plus arbitraire. Des essais préliminaires ont simplement montré que des valeurs

supérieures ne permettent pas de retrouver les captures observées. Une analyse plus détaillée reste à faire.

Mathématiquement, ces conditions s'écrivent

$$\frac{N_1}{N_0} = .3 \text{ avec } N_0(2005) = 0.766 \cdot 10^9$$

$$\frac{N_2}{N_1} = .9 \text{ avec } N_0(2005) = 0.766 \cdot 10^9$$

$$N_2 = \frac{K_{12}}{2} \text{ avec } N_0(1980) = 9.266 \cdot 10^9$$

4.3. Résultat

Les nouvelles relations recrutement-stock et stock-recrutement avec une mortalité densité-dépendante sont présentées dans la Figure 10. Les relations recrutement-stock, anciennement des droites de remplacement, sont devenues des courbes de remplacement avec une asymptote de production de géniteurs pour les fortes valeurs de recrutement. Plus intéressant est l'apparition d'un effet dépressatoire dans la relation stock-recrutement, à savoir une reproduction nulle pour des valeurs très faibles de recrutement lié à des problèmes sociaux au moment de la reproduction (Allee 1931). Ce résultat est en accord avec le travail de Dekker (2004) sur la relation stock-recrutement chez l'anguille européenne.

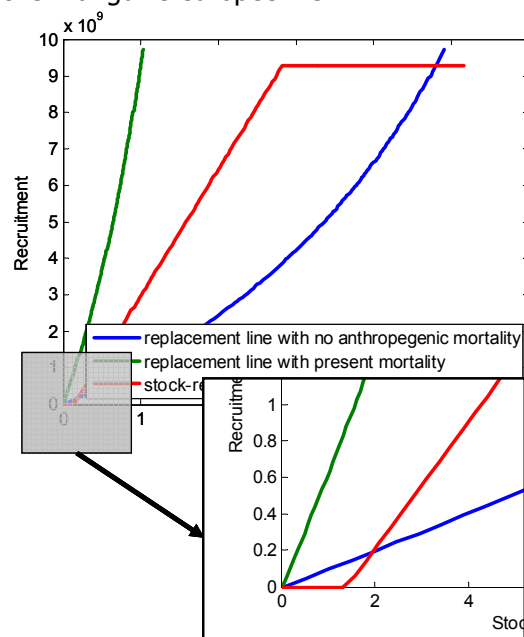
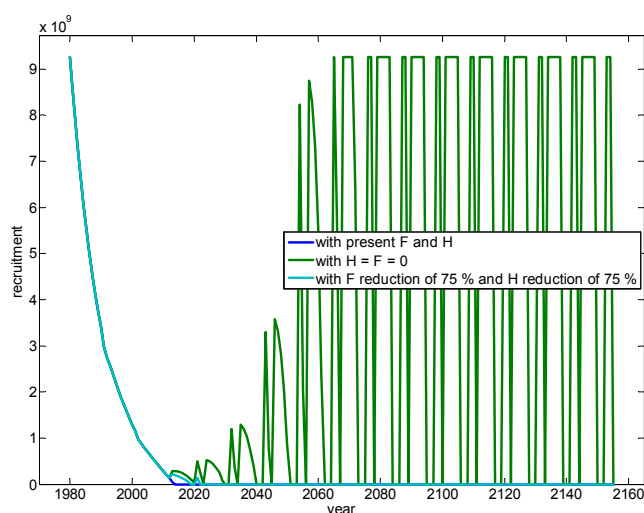


Figure 10 : Relation stock-recrutement (en rouge), droites de remplacement actuelle (en vert) et en l'absence de mortalité anthropique (en bleu) pour la façade atlantique française dans le cas d'une mortalité avec une composante densité-dépendante

Logiquement, cet effet Allee modifie sensiblement l'évolution du stock d'anguilles, d'autant plus que le niveau actuel du stock est proche du seuil de dépression

(Figure 11). En particulier, en l'absence d'action de gestion, le stock tombe en dessous de 1% de sa valeur historique d'ici 2013. La réduction de 75% de toutes les mortalités, alors qu'elle conduisait en l'absence de mortalité densité-dépendante à une restauration du stock, se traduit maintenant par une extinction en 17 ans. Même la réduction totale de toutes les mortalités en 2010 conduit à une dynamique où la reproduction de certaines cohortes n'est plus possible. Si les mesures sont prises en 2011, le stock sera éteint au plus tard dans les 15 années suivantes quelque soit le



scénario envisagé.

Figure 11 : Evolution du recrutement pour trois scénarios de gestion dans le cas d'une mortalité densité-dépendante

5. Conclusion

Le modèle SED a permis de confirmer le niveau élevé des mesures de gestion à prendre pour envisager une restauration du stock, tant concernant l'encadrement de l'activité de pêche que la réduction des autres mortalités anthropiques. Nous avons également montré que des mesures ne concernant que la pêche ne suffiraient vraisemblablement pas à sauver le stock.

Lorsque la restauration est biologiquement envisageable, elle prendra plusieurs décennies.

Des mesures de gestion (sur toutes les mortalités) conduiraient à une amélioration des captures par rapport à la situation statu quo au bout d'une dizaine d'années mais ce n'est que sur le long terme (plus de cinquante d'ans) que les captures retrouveraient le niveau d'avant la mise en place de la gestion.

Si jamais une mortalité densité-dépendante existait (ou plus directement si jamais la relation stock-recrutement dépensatoire était confirmée), cela imposerait une intervention dans les quelques années à venir pour envisager une restauration du stock. Dans le cas contraire, l'espèce anguille devrait être considérée comme perdue.

Enfin dans ce travail, nous avons volontairement adopté un point de vue biologique, sans chercher à intégrer les contraintes de faisabilité des mesures de gestion. Sans aucun doute, ces contraintes techniques, sociales, économiques, sociétales seront intégrées dans les négociations lors de la mise en place des plans de gestion, ... en espérant qu'elles ne remettent pas en compte la survie de l'espèce.

6. Développements futurs de SED

Une des hypothèses importantes de la version actuelle de SED est de ne travailler qu'avec une partie du stock, ici celle concernant la façade atlantique. Nous avons montré que ceci n'était pas nécessairement absurde (sans être nécessairement totalement juste) mais revient en tout cas à négliger des contextes de croissance et d'exploitation qui pourraient avoir un intérêt pour la restauration du stock. Une amélioration de SED serait donc de combiner plusieurs relations recrutement-stock (à l'instar du modèle procustéen) avec une seule relation stock-recrutement. On pourrait par exemple considérer trois secteurs, nord (type Baltique, croissance lente et exploitation ciblée sur les anguilles argentées), ouest (type Golfe de Gascogne, croissance modérée et pêcheries de civelle) et sud (type Méditerranéen croissance rapide et exploitation du stade anguille jaune). Dès à présent, il est clair que la définition des règles de répartition du recrutement entre les secteurs sera un point délicat. Une fois ce point résolu, il serait possible de tester également d'autres mesures de gestion comme le transfert d'individus entre secteurs. A une échelle plus fine, cette spatialisation de la dynamique pourrait être appliquée à chaque unité de gestion et permettrait d'avancer dans la définition de quotas par bassins.

SED est un modèle sans aucune composante stochastique, limitant une appréhension correcte du risque inhérent à toute gestion de ressources renouvelables en univers incertain. L'idée serait ici d'intégrer de la variabilité autour de la relation stock-recrutement, voire de combiner plusieurs relations au cours du temps pour éventuellement tenir compte de causes marines du déclin. Une approche bayésienne pourrait s'avérer pertinente dans ce contexte.

Remerciement

Je tiens à remercier Agnès Bardonnnet, Laurent Beaulaton, Cédric Briand, Gérard Castelnau, Françoise Daverat et Christian Rigaud qui, au travers du groupe « Quotas et temps de restauration » du Grisam, ont mis à disposition les données nécessaires et apporté des conseils constructifs pour ce travail.

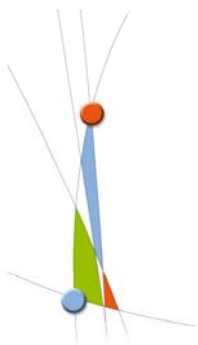
Bibliographie

- Allee, W. C. (1931). Animal aggregations: a study in general sociology. Chicago, University of Chicago Press.
- Aström, M. and W. Dekker (2007). "When will the eel recover? A full life-cycle model." Ices Journal of Marine Science **64**(7): 1491-1498.
- Baranov, F. I. (1918). "On the question of the biological basis of fisheries." Nauchnyi Issledovatel'skii Ikhtologicheskii Institut, Izvestiia **1**: 81-128.
- Barrowman, N. J. and R. A. Myers (2000). "Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **57**(4): 665-676.

- Beaulaton, L. and C. Briand (2007). "Effect of management measures on glass eel escapement." ICES Journal of Marine Science **64**: 1402-1413.
- Berg, S. and J. Jorgensen (1994). Stocking experiments with 0+ eel (*Anguilla anguilla*) in Danish stream: post-stocking movements, densities and mortality. Rehabilitation of freshwater fisheries. I. G. Cowx. Oxford, Fishing News Books: 314-325.
- Bevacqua, D., P. Melia, et al. (2007). "Multi-objective assessment of conservation measures for the European eel (*Anguilla anguilla*): an application to the Camargue lagoons." Ices Journal of Marine Science **64**(7): 1483-1490.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt (1957). On the dynamics of exploited fish populations. London, Her majesty's stationery Office.
- Bouvet, J. C., P. Prouzet, et al. (2006). Quantification de la biomasse saisonnière de civelles (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de l'Adour et estimation du taux d'exploitation saisonnier de la pêche professionnelle au tamis poussé, Ifremer: 37.
- Briand, C., D. Fatin, et al. (2005). "Estimating the stock of glass eels by mark-recapture experiments using vital dye." Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture **378-379**: 23-46.
- Caddy, J. F. and D. J. Agnew (2004). "An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning." Reviews in Fish Biology and Fisheries **14**(1): 43-112.
- Commission des communautés européennes (2007). Règlement du conseil instituant des mesures de reconstitution du stock d'anguille européenne. Bruxelles, Commission des communautés européennes: 12.
- Daverat, F., L. Beaulaton, et al. (soumis). "Geographic and temporal growth patterns inferred from one century of eel data : towards a global model " Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Dekker, W. (2000). "The fractal geometry of the European eel stock." Ices Journal of Marine Science **57**(1): 109-121.
- Dekker, W. (2000). "A Procrustean assessment of the European eel stock." Ices Journal of Marine Science **57**(4): 938-947.
- Dekker, W. (2004). Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel, University of Amsterdam: 186.
- Dekker, W. (submitted). Coming to grips with the eel stock slip-sliding away. International Governance of Fisheries Ecosystems: learning from the past, finding solutions for the future, American Fisheries Society, 136th Annual Meeting.
- Dekker, W., M. Pawson, et al. (2006). Restoration of the European eel population; pilot studies for a scientific framework in support of sustainable management: SLIME. Report of FP6-project FP6-022488: 23.
- Gulland, J. A. (1965). Estimation of mortality rates, Annex to the Northeast Arctic Working group Report.
- Huertas, M. and J. Cerda (2006). "Stocking density at early developmental stages affects growth and sex ratio in the European eel (*Anguilla anguilla*)." Biological Bulletin **211**(3): 286-296.
- ICES (2000). Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management 1999. ICES cooperative research report. **236**: 393-405.

- ICES (2007). Report of the 2007 session of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Bordeaux, ICES/EIFAC.
- Imbert, H., J. Labonne, et al. (in préparation). "Size-dependent resident and transient tactics in freshwater European eel *Anguilla anguilla* revealed by capture-recapture analysis." Freshwater biology.
- Klein Breteler, J. G. P. (1992). "Effect of the provenance and density on growth and survival of glass eels *Anguilla anguilla* (L.) in mesocosm experiments." Irish Fisheries Investigations. Serie A: Freshwater **36**: 15-22.
- Kristiansen, T. S., H. Ottera, et al. (2000). "Size-dependent mortality of juvenile reared Atlantic cod released in a small fjord." Journal of Fish Biology **56**(4): 792-801.
- Lamaison, G. (2005). Variabilité de la croissance de l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.1758) au sein du bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Sciences Naturelles. Bordeaux, Université de Bordeaux 1: 43.
- Lasne, E. and P. Laffaille (2007). "Analysis of distribution patterns of yellow European eels in the Loire catchment using logistic models based on presence-absence of different size-classes." Ecology of Freshwater Fish **17**(1): 30-37.
- Lobon-Cervia, J. and T. Iglesias (in press). "Long-term numerical changes and regulation in a river stock of European eel *Anguilla anguilla*." Freshwater Biology.
- Mace, P. M. and M. P. Sissenwine (1993). "How much spawning per recruit is enough?" Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences **120**: 101-118.
- Pope, J. G. (1972). "An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis." International Commission for the Northwest Atlantic fisheries research bulletin **9**: 65-74.

La mise en place des plans de gestion de l'anguille demandée par le règlement européen requiert l'évaluation des mortalités anthropiques et l'estimation du délai de restauration en fonction des options de gestion retenues. Les mortalités par pêche ont été estimées à partir des captures en 2005 de civelles, d'anguilles jaunes et argentées de la façade atlantique française. Une première évaluation des mortalités autre que la pêche légale a été proposée. La relation recrutement-stock a été calculée en adaptant le modèle procustéen de Dekker aux particularismes régionaux. La relation stock-recrutement (en considérant que seules les anguilles de la façade atlantique française contribuaient à la reproduction) a été ajustée pour retrouver la tendance exponentielle décroissante du recrutement observée depuis 1980. Ces deux volets du calcul ont été intégrés dans un nouveau modèle appelé Simple Eel Dynamique. A partir de ce modèle, le délai minimal de restauration de la population est de 60 ans. Le test de 25 scénarios de gestion confirme le niveau élevé des mesures de gestion à prendre pour envisager une restauration du stock, tant concernant les pêcheries que les autres sources de mortalité. Par ailleurs, la prise en compte d'une mortalité densité-dépendante conduit à une relation stock-recrutement dépressatoire qui incite à prendre des mesures drastiques rapidement.



Direction générale
Parc de Tourvoie
BP 44 - 92163 Antony cedex
Tél. 01 40 96 61 21 - Fax 01 40 96 62 25
www.cemagref.fr