

Impact écologique des repeuplements par des poissons d'élevage sur les espèces sauvages

Erik Petersson

Direction nationale de la pêche de Suède, laboratoires d'Eau douce, Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm (Suède)
erik.petersson@fiskeriverket.se

L'aquaculture s'est développée considérablement au cours des trente dernières années. Ce nouveau mode de production du poisson destiné à l'alimentation et au repeuplement des milieux naturels ou semi-naturels a soulevé de nombreuses questions relatives à l'impact éventuel de l'aquaculture sur les espèces sauvages. Les poissons d'élevage sont très souvent considérés comme des animaux domestiqués, ce qui peut prêter à confusion selon le sens attribué à ce terme. Selon certains chercheurs, la domestication commence dès que l'animal est mis en captivité (Clutton-Brock, 1987 ; Hemmer, 1990). Certains individus supportent cette situation mieux que d'autres. Cependant, passer de l'état de captif à celui d'animal complètement domestiqué, c'est-à-dire presque entièrement dépendant de l'homme pour se nourrir, se reproduire ou autre, demande du temps. Ce qui signifie qu'il y a peu d'espèces de poissons, si tant est qu'il y en ait, qui sont domestiquées au même titre que la Vache, le Ver à soie, le Chat domestique, le Chien, etc.

Plusieurs études ont été réalisées en laboratoire sur des poissons sauvages et d'élevage, notamment chez les salmonidés. Elles ont montré que les poissons sauvages et d'élevage différaient sur certains aspects tels que le comportement anti-prédateur, le comportement social, le taux de croissance, etc. Elles ont néanmoins montré que les deux catégories de poissons se recouvrent largement et, également, que les effets environnementaux annulent souvent les effets génétiques. C'est ainsi que si des Truites communes (*Salmo trutta*) sauvages et d'élevage sont utilisées pour l'alevinage au stade oeillé, on n'observe pas de différence en termes de survie ou de taux de croissance (Dannewitz *et al.*, sous presse).

De nombreuses études ont également porté sur la survie et la croissance des poissons de repeuplement, en raison de l'intérêt que présente ce type d'étude pour ceux qui investissent dans la production de poissons de repeuplement.

Cependant, très peu d'études ont été consacrées aux performances des espèces sauvages dans un système aquatique donné après un lâcher de poissons d'élevage. C'est le sujet traité dans cet article. Le problème est le suivant : imaginez que vous étudiez un système aquatique (rivière ou lac) contenant des populations de poissons sauvages et d'autres taxons. Vous ajoutez à ce système un certain nombre de poissons d'élevage. Que va-t-il advenir des espèces sauvages ?

Éléments de terminologie

Dans la littérature, on rencontre plusieurs termes pour désigner l'apport de poissons d'élevage dans un milieu naturel. Les poissons de repeuplement sont appelés poissons relâchés. Les repeuplements sont plus ou moins contrôlés. Le moment du repeuplement, l'âge, la taille et le nombre de poissons sont connus (du moins, dans une certaine mesure), mais le repeuplement peut avoir lieu à plusieurs reprises et sur plusieurs années. De temps à autre, des poissons s'échappent à intervalles plus ou moins grands, ce qui explique que le repeuplement ne soit pas parfaitement contrôlé. On pourrait considérer que les poissons de repeuplement, tout comme ceux qui se sont échappés, sont des poissons relâchés. À

mesure que le repeuplement est mieux contrôlé, on dispose d'un nombre de plus en plus important d'études effectuées avant, pendant et après le lâcher des poissons d'élevage, ce qui signifie que la plupart de nos connaissances sur l'impact des poissons d'élevage sur les espèces sauvages viennent des opérations de repeuplement. Fondamentalement, le repeuplement et les évasions ont les mêmes effets : les poissons d'élevage envahissent les habitats naturels et peuvent avoir des effets sur les espèces sauvages. Les résultats des repeuplements peuvent donc être utilisés pour illustrer les effets des lâchers en général.

Différents aspects de l'impact sur les espèces sauvages

Ces effets sont de nature diverse. Nous ne parlerons pas ici des aspects génétiques qui ont été amplement décrits dans les revues bibliographiques d'Utter *et al.* (1993) et de Cross (2000). Les aspects environnementaux sont abordés par Blancheton (cet ouvrage) et par Delépée (cet ouvrage). Quant aux aspects sanitaires, qui sont extrêmement importants, j'en donnerai quelques exemples, mais il y aurait fort à dire en la matière. Enfin, les aspects purement écologiques, tels que la productivité, la survie et les migrations des poissons sauvages, seront traités en détail dans cet article.

L'impact écologique sur les espèces sauvages peut être divisé en trois catégories qui seront traitées séparément. La première, probablement la plus évidente, concerne les impacts sur les espèces de poissons sauvages appartenant à la même espèce que les poissons relâchés. C'est ce qui se produit quand le repeuplement est pratiqué pour la pêche afin de compenser les pertes dues à la construction de barrages, ou encore quand des poissons s'échappent de leurs bassins d'élevage. Je développerai ensuite le fait que, dans la plupart des cas, le système aquatique où les poissons d'élevage sont relâchés contient également d'autres espèces de poissons. Les « nouveaux » venus dans ce milieu peuvent également avoir un impact sur ces espèces. Cela se produit quand des poissons sont relâchés pour favoriser la pêche, mais aussi quand des espèces exotiques sont introduites. Enfin, le milieu aquatique dans lequel les poissons d'élevage sont relâchés contient bien évidemment d'autres groupes d'organismes que des poissons. Ces taxons (zooplancton et grenouilles, par exemple) risquent également d'être affectés.

Impact sur les poissons sauvages de la même espèce que les poissons relâchés

En Norvège, on constate que des Saumons atlantiques (*Salmo salar*) d'élevage s'échappent chaque année de leurs cages grillagées (Anonyme, 1999). Un pic a été observé en 1992 avec 1,6 millions de poissons à s'être échappés. Un certain nombre de mesures ont permis de réduire ce nombre à 282 000 en 1995. Mais, comme l'aquaculture s'est développée, le nombre de poissons échappés s'est lui aussi accru (642 000 en 1997). Durant la période 1988-1997, les captures de saumons sauvages étaient de 150 000 à 250 000 par an. Bien sûr, tous les saumons sauvages ne sont pas capturés, loin s'en faut, mais ces chiffres donnent une idée de l'importance des évasions. Entre 1989 et 1996, les poissons d'élevage échappés représentaient 34 à 54% des captures de saumon le long de la côte et 10 à 21% dans les fjords. Dans les rivières, pendant la saison de pêche, les captures comportaient 4 à 7% de saumons d'élevage. Toutefois, comme les poissons d'élevage remontaient les rivières plus tard en saison que les poissons sauvages, la proportion de poissons d'élevage à proximité des frayères variait habituellement entre 21 et 38%. Les variations étaient importantes d'une rivière à l'autre, certaines étant dépourvues de poissons d'élevage, tandis que, dans d'autres, 90% des reproducteurs étaient des poissons d'élevage. Comme les poissons d'élevage qui se sont échappés fraient plus tard que les poissons sauvages, ils détruisent les nids de ces derniers réduisant ainsi leur capacité de reproduction

(Anonyme, 1999). Sachant que les poissons d'élevage qui se sont échappés ont un taux de reproduction faible (Fleming *et al.*, 1996), ils ne remplacent probablement pas ce qu'ils détruisent. Skaala *et al.* (1993) ont observé la ponte de truites brunes sauvages et d'élevage à l'aide de caméras sous-marines télécommandées. Ils ont constaté que la truite d'élevage avait un comportement de ponte tout à fait normal, bien que moins vigoureux que celui de la truite sauvage. Les différents schémas comportementaux rapportés au sujet de la ponte de la truite commune, tels que l'approche de la femelle, les frémissements, le sondage du substrat de ponte, l'enfouissement des œufs et l'émission de la laitance ont été observés chez la truite commune d'élevage. Ces auteurs ont également recueilli des œufs viables de truite d'élevage, montrant ainsi que les poissons d'élevage se reproduisent dans une certaine mesure normalement.

Un autre exemple a été rapporté par Levin *et al.* (2001) qui ont étudié sur la côte ouest nord-américaine comment la productivité du Saumon royal (ou Saumon de printemps, *Oncorhynchus tshawytscha*) était affectée par les conditions océaniques et par le nombre de saumons de printemps d'élevage relâchés. Ils ont découvert que le nombre de poissons d'élevage relâchés n'expliquait pas à lui seul les variations de productivité du saumon sauvage, alors que les conditions océaniques à elles seules pouvaient le faire. Plus la productivité dans l'océan est élevée, plus le taux de reproduction du saumon sauvage est élevé. Curieusement, ils ont également constaté une interaction entre les conditions océaniques et le nombre de poissons d'élevage. En année moyenne, il n'y a pas de relation entre le nombre de poissons d'élevage et la productivité des poissons sauvages, tandis que dans les mauvaises années cette relation est clairement négative. Il faut donc être très prudent quand on évalue des données comme celles-ci.

Si on effectue des études à court terme et que celles-ci portent seulement sur les années moyennes, l'impact négatif durant les mauvaises années ne sera probablement pas mis en évidence. Inversement, si le recueil de données n'est effectué que pendant les mauvaises années, l'importance des effets négatifs sera surestimée. Un résultat similaire a été obtenu au cours d'une étude portant sur cinq ans sur le Saumon coho ou Saumon argenté (*O. kisutch*) dans quinze systèmes aquatiques en Orégon (USA) (Nickelson, Oregon Department of Fish and Wildlife, communication personnelle). Celui-ci a trouvé une corrélation négative entre la proportion moyenne de reproducteurs d'élevage et la productivité de saumons argentés sauvages.

Les exemples précédents concernent surtout les poissons adultes, plus précisément les saumons reproducteurs. Une expérience sur le terrain a été réalisée par Bohlin *et al.* (2002) sur des juvéniles de truite commune dans le but de déterminer si la mortalité, les mouvements et la croissance des truites sauvages vivant en rivière étaient affectées par la densité de population. Dans l'affirmative, ces effets dépendant de la densité de population sont-ils les mêmes chez les truites d'élevage et chez les truites sauvages ? Dans deux petits cours d'eau, ils ont utilisé deux fois deux lots, qui ont été soumis à quatre traitements différents sur des sections de cours de d'eau de 50 à 70 cm de long : (1) lot témoin, aucun poisson n'est introduit et la densité de population est maintenue à son niveau initial ; (2) la biomasse de truites est doublée par introduction d'autres truites sauvages ; (3) la biomasse de truites est doublée par introduction d'autres truites d'élevage ; (4) des truites d'élevage sont introduites, mais la biomasse est maintenue à son niveau initial par enlèvement de quelques truites sauvages résidentes (fig. 1, ci-après). Ces auteurs n'ont pas constaté d'effet du traitement sur le taux de capture de truites résidentes, ce qui suggère que le taux de survie n'a pas été sérieusement affecté par la concurrence. Quel que soit le traitement, les taux de survie se sont révélés très stationnaires. Néanmoins, le taux de croissance s'est avéré plus faible, dans les mêmes proportions, dans les deux traitements comportant une augmentation de la densité de population, ce qui suggère que la croissance est inversement proportionnelle à la densité et que les effets dépendant de la densité sont les mêmes quel que soit le type de poissons introduits, d'élevage ou sauvages. Les poissons sauvages résidents ont eu une croissance plus rapide que celle des truites sauvages introduites qui, à leur tour, ont eu une croissance plus rapide que celles des truites d'élevage. Les poissons d'élevage et les poissons sauvages introduits

se déplacent davantage que les poissons sauvages résidents. Enfin, les résultats montrent que la densité de population affecte la croissance des tacons. Les conclusions les plus intéressantes de ce travail sont que la concurrence n'est pas seulement limitée aux juvéniles de truites, comme cela a déjà été suggéré, et que la croissance en fonction de la densité est la principale réponse à l'augmentation de la densité chez la jeune truite. Soulignons, en outre, que cet effet est le même que les concurrents soient sauvages ou d'élevage, ce qui laisse penser que le repeuplement avec des poissons d'élevage peut avoir un effet négatif sur les populations par le biais de la densité.

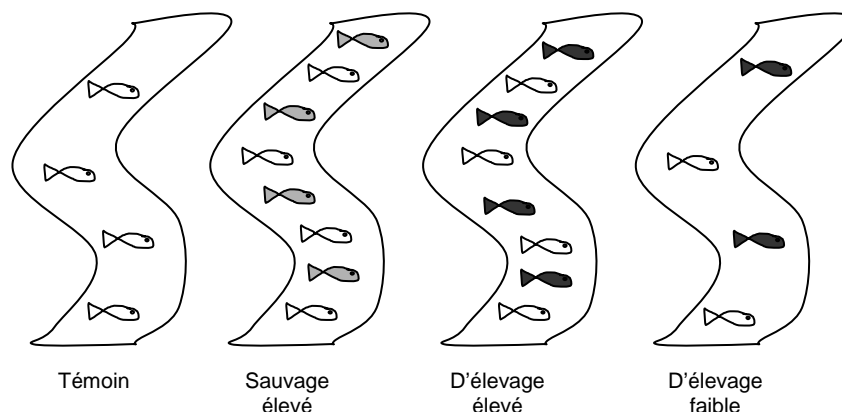


Figure 1. Représentation schématique des expériences réalisées par Bohlin et al. (2002) concernant l'effet de la densité chez la truite commune

Les poissons blancs sont des poissons sauvages natifs, les gris, des poissons sauvages ayant fait l'objet d'une translocation et les noirs, des poissons de repeuplement élevés en écloseries.

Un exemple frappant d'effet sanitaire est celui de la gyrodactylose chez le saumon atlantique. Cette maladie est causée par un ver plat de la classe des Monogenea à mode de reproduction vivipare (*Gyrodactylus salaris*). La présence de ce parasite a été identifiée en Suède dans les bassins d'élevage au début des années 1950. Il a toutefois été considéré comme inoffensif jusqu'à son introduction en Norvège, au milieu des années 1970 (Anonyme, 2000). Des juvéniles de saumon atlantique ont été importés de Suède pour repeupler les eaux norvégiennes. Les saumons de la Baltique importés ont été infectés par *G. salaris*, mais ils se sont montrés relativement résistants à ce parasite. Depuis 1975, le parasite a été observé dans 40 rivières et 37 bassins d'élevage en Norvège. La mortalité des juvéniles de saumon norvégien est très élevée (presque 100%). De vastes programmes de régénération très coûteux ont été entrepris en Norvège, avec succès dans certaines rivières, mais pas dans d'autres (Anonyme, 1999).

Impact sur les poissons sauvages appartenant à d'autres espèces que celle relâchée

Les espèces natives

Burrough et Kennedy (1978) sont les premiers à avoir étudié un effet sur une autre espèce. Ils ont ainsi noté un effet modéré, mais significatif, du nombre de truites de repeuplement sur la croissance de Perches (*Perca fluviatilis*) dans le lac Malham Tarn, dans le Yorkshire, en Grande Bretagne. Plus le nombre de truites introduites était élevé, plus le taux de croissance des perches était faible (fig. 2, ci-après). Un autre exemple plus récent est celui du repeuplement du lac Oulujärvi, au centre de la Finlande, par des Sandres (*Stizostedion lucioperca*) (Sutela et Hyvärinen, 2002). Les sandres de repeuplement étaient environ six fois plus gros que les sandres sauvages du même âge. Ils ont immédiatement commencé à se nourrir d'Éperlans (*Osmerus eperlanus*), tandis que les sandres sauvages étaient trop petits pour le faire. La prédation par des congénères plus âgés sur des sandres 0+

a également été observée. Cela pourrait vouloir dire que les sandres de repeuplement 0+ sont devenus cannibales à un âge plus précoce que les sandres sauvages. Dans ce cas, les poissons de repeuplement ont probablement eu un impact sur leurs congénères sauvages et sur une autre espèce.

Des travaux antérieurs ont montré que les juvéniles de saumon vivant dans des cours d'eau deviennent principalement nocturnes en hiver, où ils sortent de leur refuge journalier pour aller se nourrir, et que plusieurs espèces manifestent une préférence pour les eaux à débit lent et ont une activité nocturne. Le passage à une activité nocturne, lié également à la température, peut limiter les risques de

prédation. Harwood *et al.* (2001) ont utilisé des cours d'eau semi-naturels, paysagés de manière à offrir un choix de profondeurs, et donc de vitesses de courant, afin de tester si le saumon atlantique et la truite commune avaient des préférences d'habitat similaires en hiver. Ils ont également testé s'il y avait un quelconque mouvement spatial ou temporel chez le saumon atlantique quand il était en sympatrie avec la truite commune. Des observations nocturnes ont montré que le saumon atlantique a une préférence pour les eaux à faible débit. Pourtant, en situation de concurrence directe avec la truite, soit le saumon conserve une activité principalement nocturne, mais occupe des eaux peu profondes, soit il devient significativement moins nocturne, avec une activité diurne plus importante qu'en allopatrie. Ces résultats, particulièrement marqués chez les poissons relativement gros, indiquent que la concurrence entre deux espèces pour la nourriture et les ressources n'est pas limitée aux mois d'été et peut affecter à la fois la croissance à court et moyen terme et la survie des saumons atlantiques sauvages dans les zones d'hivernage. Cela pourrait vouloir dire que le lâcher de truites communes dans un cours d'eau en hiver va forcer le saumon à adopter un comportement plus risqué pour se nourrir.

En Norvège, les saumons d'élevage qui se sont échappés se sont hybridés davantage avec des truites communes qu'avec des saumons sauvages (Anonyme, 1999). Même si les saumons d'élevage remontent les rivières plus tard que les saumons sauvages et si les truites communes fraient plus tôt que les saumons, le recouvrement est suffisamment long pour entraîner des changements mesurables du niveau d'hybridation.

Le Pou du poisson (*Lepeophtheirus salmonis*), un copépode, est un des parasites les plus dangereux du saumon atlantique sauvage et d'élevage ainsi que de la truite commune. Il infeste également l'omble chevalier, mais dans une moindre mesure (Bjørn *et al.*, 2001). La présence de 11 individus, voire davantage, sur des saumons plus jeunes, peut entraîner leur mort (Finstad *et al.* 2000). En Norvège, des infestations de poux ont entraîné des mortalités de 30 à 50% chez de jeunes truites communes en migration (Bjørn *et al.*, 2001) et de 48 à 86% chez de jeunes saumons sauvages (Holst et Jakobsen 1998). Bjørn *et al.* (2001) ont également constaté que, dans les régions où il n'y a pas d'élevage de saumons, aucune infestation importante n'était enregistrée et, par conséquent, aucun impact sérieux de ce parasite n'était observé sur les stocks de poissons. Butler (2002) a montré que le saumon d'élevage au cours de son second printemps de production était l'hôte principal de ce parasite. Dans les régions où les fermes pratiquent la production de plusieurs classes d'âge à la fois, on observe des infestations à chaque printemps, tandis que dans celles qui ne pratiquent l'élevage que d'une seule classe d'âge à la

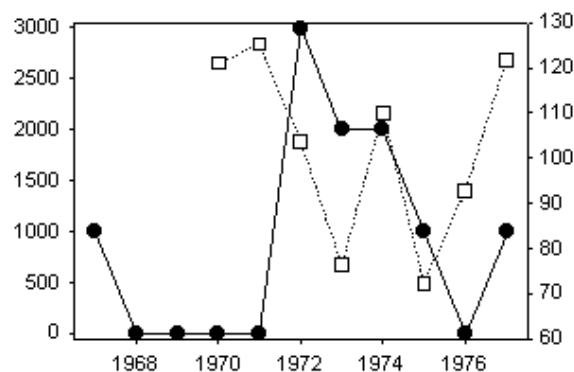


Figure 2. Nombre de truites communes et croissance des perches
Les carrés blancs indiquent la croissance des perches et les cercles pleins le nombre de truites communes relâchées dans le lac Malham Tarn, dans le Yorkshire (Grande Bretagne). Les chiffres proviennent de l'article de Burrough et Kennedy (1978).

fois, il n'y en a qu'une année sur deux. Butler (2002) a suggéré quelques stratégies de gestion pour améliorer le contrôle de ces épidémies : premièrement, produire une seule classe d'âge (Jackson *et al.*, 1997), deuxièmement, produire sur des espaces plus vastes (*ibid.*), troisièmement, recourir à des cycles de production alternatifs basés sur le principe que les saumoneaux (smolts) de printemps ou d'automne sont peu susceptibles au cours de leur premier printemps de production d'héberger des femelles œuvées de poux, ce qui minimise la transmission larvaire aux saumons sauvages ; quatrièmement, si on peut élever un poisson en 12 mois (cycles de 11 mois), on peut supprimer le second printemps de production, réduisant ainsi le risque d'infestation de chaque lot de smolts (jeunes saumons) (Butler, 2002).

Les espèces exotiques

Il semble que l'homme ait un besoin compulsif de transporter et d'introduire des espèces animales et végétales partout où cela peut paraître rentable. Même si de nombreuses espèces semblent avoir des effets subtils sur les communautés natives (Moyle et Light, 1996), d'autres peuvent entraîner la disparition de la faune sauvage d'origine et des changements importants dans la structure de l'écosystème (Anderson, 1980 ; Herbold et Moyle, 1986 ; Hrabik *et al.*, 1998). Selon Welcomme (1988), 221 espèces de poissons ont été introduites, dont 165 (75%) se sont établies. En réalité, ce pourcentage est vraisemblablement plus faible, puisqu'il doit y avoir de nombreux cas d'échecs d'introduction qui n'ont pas été enregistrés. Burmakin (1963, *in* Holčík, 1991), par exemple, a rapporté que 51 espèces de poissons appartenant à douze familles différentes avaient été introduites dans 1 398 plans d'eau mais que la naturalisation n'avait réussi que dans 12% de ces plans d'eau. Beaucoup de ces introductions ont été faites volontairement. Toutefois, l'utilisation d'espèces exotiques en aquaculture est à l'origine d'évasions qui peuvent entraîner l'introduction involontaire d'une espèce. L'interaction entre une espèce native et une espèce étrangère peut comporter divers mécanismes de concurrence (Fausch et White, 1981). Les interactions comportementales pendant la ponte entre l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la truite commune en sont un exemple récent (Grant *et al.*, 2002). Ces auteurs ont utilisé des caméras sous-marines pour les étudier dans un cours d'eau du Minnesota (États-Unis). Ils ont constaté que les truites communes mâles et les ombles de fontaine mâles assistaient les femelles des deux espèces. Le comportement de reproduction des femelles était identique qu'elles soit assistées par des mâles de leur espèce ou d'une espèce différente. Le comportement de reproduction n'est donc pas à l'origine d'un isolement entre ces deux espèces. Par contre, la ponte d'un couple hétérospécifique n'a été observée qu'entre une truite commune mâle et un omble de fontaine femelle. Cela peut être dû à la taille plus faible des ombles de fontaine mâles, qui sont probablement dominés lors de la concurrence pour protéger la femelle. De telles interactions sexuelles interspécifiques peuvent jouer un rôle dans le remplacement d'une espèce. Aux États-Unis, au moins 536 espèces de poissons d'eau douce ont été introduites pour des raisons pratiques ou esthétiques (Taylor, 1984 ; Courtenay et Robins, 1989 ; Fuller *et al.*, 1999 ; Heidinger, 1999 ; Li et Moyle, 1999). Presque toutes ces introductions ont été néfastes pour les communautés natives. C'est ainsi que 70% des espèces enregistrées comme faisant partie des espèces en voie de disparition ont été touchées. Sur les trente espèces de poissons disparues aux États-Unis, 24 disparitions sont en partie imputables à l'introduction d'espèces étrangères et deux le sont totalement (Miller *et al.*, 1989 ; Lassuy, 1995).

Il peut être difficile de prédire les conséquences d'une introduction. On pourrait penser qu'une étude approfondie du cycle biologique (durée de vie, âge à maturité, nombre de descendants) pourrait donner quelques indications. À ce titre, une étude intéressante a été menée dans le Sud de la France. Le Goujon natif (*Gobio gobio*) et le Goujon asiatique non natif (*Pseudorasbora parva*) ont été introduits tous deux dans un canal de drainage du delta du Rhône (Rosecchi *et al.*, 2001). Ces deux espèces ont des cycles biologiques similaires, quoique le goujon asiatique pourrait avoir une tolérance écologique

et physiologique plus élevée que le goujon natif. Cette étude a montré que la population de goujon asiatique a augmenté rapidement et que les captures de cette espèce sont environ cinq fois plus élevées que celles du goujon natif. Il est, par conséquent, difficile de définir un « bon » envahisseur simplement sur la base des caractéristiques de son cycle biologique (Rosecchi *et al.*, 2001).

La myxosomiose, ou maladie du tournis, provoquée par un protozoaire parasite d'eau douce qui attaque certains salmonidés, illustre ce propos d'un point de vue vétérinaire. Cette maladie a été introduite en Amérique du Nord par la Truite commune (*S. trutta*). Bien que cette espèce soit résistante à la maladie du tournis, la maladie a entraîné la mort de populations entières de Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (Potera, 1997).

Il semble donc que l'introduction d'espèces exotiques puisse, dans certains cas, avoir des conséquences graves sur la faune aquatique native. Cette opinion a même été exprimée par des hommes politiques. La Commission européenne a récemment publié une charte, suggérant une nouvelle politique piscicole commune qui vise notamment à empêcher l'introduction et l'évasion d'espèces exotiques (Anonyme, 2002).

Impact sur les taxons autres que des poissons

Il est facile d'ignorer ce qui se passe en dehors de son pré carré. C'est ainsi que les chercheurs et les gestionnaires en aquaculture oublient souvent de considérer les espèces qui n'appartiennent pas au règne piscicole. Je vais essayer, dans cette section, de passer en revue brièvement les effets sur d'autres taxons animaux. Haury (cet ouvrage) donne des exemples de la manière dont les rejets de l'aquaculture peuvent affecter les populations de macrophytes.

Je décrirai le problème de la façon suivante : imaginez que vous étudiez le zooplancton, les grenouilles, les insectes, etc. dans un système aquatique donné. Vous y ajoutez des poissons élevés en écloseries (d'élevage ou sauvages). Que vont devenir les autres taxons animaux ? La réponse est rarement évidente. Une analyse réalisée par Dahl et Greenberg (1996) a montré que les espèces piscicoles qui se nourrissent habituellement de faune benthique (vivant au fond) ont un impact négatif sur la densité de faune benthique (tab. I). Cependant les salmonidés qui se nourrissent habituellement

Tableau I. Résultats d'une méta-analyse réalisée par Dahl et Greenberg (1996)

L'effet taille est une mesure de l'impact d'une espèce dans une étude sur la faune benthique. Une valeur négative indique que cet impact est négatif. Les trois premières espèces de poissons se nourrissent principalement de faune benthique et ont en moyenne un effet négatif. Les trois espèces de salmonidés en bas, qui se nourrissent principalement de proies dérivantes, présentent un effet faiblement positif sur la faune benthique.

| Prédateur | Effet taille | Référence bibliographique |
|--------------------------------|--------------|---|
| <i>Cottus bairdi</i> | -0,78 | Koetsier P., 1989. <i>J. Freshwater Ecol.</i> , 5,187-196 |
| Chabot tacheté | -0,51 | Flecker A.S., 1984. <i>Oecologia</i> , 64, 300-305 |
| <i>Cottus gobio</i> | -0,45 | Englund et Olsson, non publ. |
| <i>Semotilus atromaculatus</i> | -0,49 | Gilliam J.F. <i>et al.</i> , 1989. <i>Ecology</i> , 70, 445-452 |
| Mulet à cornes | -0,34 | Harvey B.C., Hill W.R., 1991. <i>J.N. Am. Benthol. Soc.</i> , 10, 263-270 |
| Moyenne ± SD | -0,51±0,15 | |
| <i>Salvelinus fontinalis</i> | 0,03 | Allan J.D., 1982. <i>Ecology</i> , 63, 1444-1455 |
| Omble de fontaine | 0,19 | Reice S.R., Edwards R.L., 1986. <i>Can. J. Zool.</i> , 64, 1930-1936 |
| <i>Oncorhynchus kisutsch</i> | 0,09 | Culp J.M., 1986. <i>J.N. Am. Benthol. Soc.</i> , 5, 140-149 |
| <i>Salmo trutta</i> | 0,21 | Schofield K. <i>et al.</i> , 1989. <i>Freshwater Biol.</i> , 20, 85-95 |
| Truite brune | 0,15 | Greenberg non publ. |
| Moyenne ± SD | 0,13±0,07 | |

de proies dérivantes n'ont pas d'impact négatif sur la faune benthique. C'est ce que confirment les travaux d'Englund et Polhemus (2001) qui ont étudié l'effet de l'introduction de truites arc-en-ciel sur la faune benthique de l'île Kauai, à Hawaï. Le nombre d'espèces d'insectes aquatiques dans les cours d'eau avec truites était similaire à celui des cours d'eau dépourvus de truites.

L'exemple le plus frappant de l'impact des poissons sur les communautés de zooplancton vient des lacs naturellement dépourvus de poissons dans lesquels des poissons ont été introduits. C'est le cas de plusieurs lacs du parc national du Mt. Rainer, dans l'état de Washington (États-Unis), où différentes espèces de salmonidés ont été introduites (la Truite fardée, *O. clarkii*; la Truite arc-en-ciel, *O. mykiss*; l'Omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*) (Drake et Naiman, 2000). À la fin des années 1960, des expériences de retrait ont été entreprises pour redonner aux lacs leur statut original. Selon les prélèvements de sédiments analysés, la faune zooplanctonique aurait été la même au cours des 300 dernières années dans les lacs où des espèces piscicoles n'ont jamais été introduites, tandis que dans ceux où elles l'ont été, on observe un net changement de la faune zooplanctonique. Dans un des lacs régénérés, c'est-à-dire, dont les poissons ont été enlevés, la faune zooplanctonique a commencé à retrouver les niveaux avant l'introduction mais, après plus de 30 ans, l'état original n'a pu être reconstitué. D'autres études indiquent que le temps nécessaire pourrait être en moyenne de 19 ans (Donald *et al.*, 2001). Ce qui ralentit la vitesse de régénération est que ces lacs naturellement dépourvus de poissons sont situés en haute altitude ou dans des zones de montagne. Dans ces zones, la production primaire est lente, ainsi que les taux de croissance. Cela ne veut pas dire pour autant qu'on ne peut pas observer ce phénomène dans des régions plus chaudes. En Camargue, les Épinoches (*Gasterosteus aculeatus*) colonisent de façon saisonnière les marais inondés à la fin de l'automne et en hiver. Des alevins naissent début avril jusque fin mai (Pont *et al.*, 1991). Avant que les épinoches n'aient envahi les étangs, ceux-ci sont habités par des invertébrés à gros corps et sans défense. Après l'invasion des épinoches, les espèces zooplanctoniques de grande taille disparaissent, les moyennes diminuent, tandis que les espèces plus petites sont très peu touchées. Peu d'alevins d'épinoches réussissent à quitter les étangs quand ils s'assèchent en juin. Cette colonisation n'a donc qu'une importance mineure pour la population d'épinoches. L'effet le plus important est l'extinction locale progressive d'espèces typiques de zooplancton habitant ces milieux autrefois dépourvus de poissons (Pont *et al.*, 1991). Bien qu'il s'agisse d'un processus naturel, il illustre l'impact important des poissons sur certaines espèces zooplanctoniques.

Par conséquent, l'introduction de poissons dans un lac naturellement dépourvu de poissons va modifier les équilibres au niveau des espèces zooplanctoniques par une prédation sélective s'exerçant sur les plus gros crustacés. Ces derniers sont pratiquement voués à l'extinction, tandis que la diversité des espèces plus petites augmente. L'introduction de poissons pourrait donc accroître la diversité des espèces zooplanctoniques, mais ceci n'est qu'à l'échelle locale d'un lac. À l'échelle d'une région, la diversité de la faune zooplanctonique peut décroître parce que les lacs deviennent plus semblables (Von Ende, 1979; Steinberger et Kohmann, 1983; Boulon, 1989; Mittlebach *et al.*, 1995; Donald *et al.*, 2001). Habituellement les lacs sans poisson sont repeuplés pour la pêche sportive, mais les exemples cités ci-dessus montrent qu'il est important de faire attention à l'emplacement des bassins de repeuplement. Les systèmes aquatiques dépourvus de poissons sont importants pour la biodiversité et il convient donc de prendre des mesures pour les conserver tels quels (Pister, 2001).

Discussion et conclusions

J'ai essayé dans cet article de faire ressortir les impacts des lâchers de poissons élevés en écloseries dans le milieu naturel sur les espèces sauvages. Les préoccupations de l'aquaculture ont été résumées par Gross (1998) : elles concernent les aspects génétiques et écologiques. Les préoccupations portant sur l'écologie peuvent être divisées en effets directs et indirects. La prédation est un effet direct, dans

la mesure où les poissons d'élevage relâchés peuvent se nourrir de poissons sauvages aussi bien d'autres espèces que de congénères plus petits (cannibalisme). La concurrence est un autre effet direct, les poissons relâchés pouvant entrer en concurrence avec les poissons sauvages pour la nourriture et l'espace. L'ampleur de cet effet varie en fonction du nombre de poissons relâchés. Les effets indirects incluent les aspects vétérinaires, le repeuplement pouvant être à l'origine de l'introduction involontaire et de la dissémination de maladies. La destruction des frayères par les poissons de repeuplement constitue un autre effet indirect. Au cours des dernières années, on a constaté une préoccupation croissante vis-à-vis des effets génétiques et écologiques des organismes génétiquement modifiés. Certains laboratoires nord-américains ont réussi à modifier génétiquement des saumons atlantiques afin qu'ils acquièrent des capacités de croissance tout à fait hors normes. Hedrick (2001) a montré, en utilisant un modèle déterministe, que si un tel transgène présentait un avantage reproductif et un désavantage sur la viabilité en général, ses possibilités d'invasion d'une population naturelle étaient très grandes. Plus spécifiquement, pour 66,7% des combinaisons des paramètres d'accouplement possible et de viabilité, la fréquence du transgène augmente et, pour 50% des combinaisons, elle est stable. En outre, l'accroissement de la fréquence du transgène entraîne une réduction de la viabilité de la population naturelle, ce qui augmente la probabilité d'extinction de la population naturelle. Ces découvertes confirment les préoccupations relatives aux risques que présentent les organismes transgéniques, en particulier pour les populations natives de saumons susceptibles d'être touchées par la production commerciale de saumons utilisant des animaux transgéniques.

On peut conclure que si des poissons élevés en écloséries sont utilisés à des fins de repeuplement ou s'échappent, cela aura un impact sur les populations sauvages. Dans la plupart des cas, cet impact est négatif. Cela peut paraître déprimant, mais on peut voir les choses autrement. L'aquaculture pourrait être un moyen de conserver des espèces en voie de disparition. Les connaissances et le savoir-faire acquis en aquaculture pourraient être utilisés pour multiplier en captivité les espèces menacées avant de les réintroduire dans leur milieu naturel (voir, par exemple, Williot, cet ouvrage). La situation de la Mer baltique en est un exemple. En raison de l'exploitation de nombreuses rivières pour la construction de centrales hydro-électriques, les voies de migration naturelles et les sites de fraie du Saumon (*S. salar*) ont été détruites. Pour compenser les pertes en saumon, des fermes marines ont été installées en de nombreux endroits sur les côtes de la Mer baltique, et environ 75% de tous les jeunes saumons produits proviennent d'écloséries. Ces programmes de développement de fermes marines comportent certainement plusieurs aspects, dont des effets négatifs sur les espèces sauvages. Ils présentent néanmoins l'avantage d'avoir servi à conserver la ressource en Mer baltique. En d'autres termes, sans l'aquaculture, l'écosystème de la Mer baltique serait pratiquement dépourvu de saumons.

L'aquaculture telle qu'elle apparaît aujourd'hui est une industrie jeune. De mon point de vue, elle doit se développer davantage, en respectant quatre règles importantes : (1) prêter attention à l'emplacement des bassins d'élevage ; (2) prendre des mesures pour réduire au minimum les évasions, cela est dans l'intérêt des pisciculteurs, des poissons relâchés et dans une certaine mesure, de l'argent investi ; (3) minimiser la pollution de l'environnement ; (4) être prudent en ce qui concerne l'utilisation de poissons exotiques et, à plus forte raison, de transgènes ■

Je remercie Torbjörn Järvi ainsi qu'un relecteur anonyme pour leurs commentaires sur les premières versions de mon manuscrit et Annik Lacombe (INRA, UC DIST, Service Linguistique, Jouy-en-Josas) pour la traduction de mon anglais maladroît en bon français.

Références bibliographiques

- ALLAN J.D., 1982. The effects of reproduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology*, 63, 1444-1455.
- ANDERSON R.S., 1980. Relationship between trout and invertebrate species as predators and the structure of the crustacean and rotiferan plankton in mountain lakes. In W.C. KERFOOT : *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press of New England, Hanover.
- ANONYME, 1999. *Till laks åt alle kan ingen gjøre? - Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak å bedre situasjonen* [Salmon for everyone can not be done? - The causes for the decrease of wild salmon stocks in Norway and strategies and action for improving the situation]. NOU (Norges offentlige utredninger) [Rapport officiel du gouvernement norvégien] 1999, 9.
- ANONYME, 2000. *Diagnostic Manual for Aquatic Animal Diseases - 2000*. www.oie.int/fr/normes/fmanual/a_00026.htm
- ANONYME, 2002. *Communication from the commission on the reform of the common fisheries policy*. "Roadmap". europa.eu.int/comm/fisheries/doc_et_publ/pub_fr.htm
- BJORN P. A., FINSTAD B., KRISTOFFERSEN R., 2001. Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic char in marine and freshwaters: the effect of salmon farms. *Aquaculture Research*, 32, 947-962.
- BOHLIN T., SUNDSTRÖM L.F., JOHNSON J.I., HÖJESJÖ J., PETTERSSON J., 2002. Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *Journal of Animal Ecology*, 71, 683-692.
- BORROUGH R.J., KENNEDY C.R., 1978. Interaction between perch (*Perca fluviatilis*), and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Fish Biology*, 13, 225-230.
- BOULON R., 1989. *Recherche de l'empoisonnement maximum de carpes miroir (Cyprinus carpio) en conditions de fertilisation organique ; effets sur la biocénose*. Mém. ENSAA, Dijon, 45 p.
- CLUTTON-BROCK J., 1987. *A natural history of domesticated mammals*. Cambridge Univ. Press.
- COURTENAY W.R. JR., ROBINS C.R., 1989. Fish introductions: good managements, mismanagement, or no management? *Rev. Aqua. Sci.*, 1, 159-172.
- CROSS T. F., 2000. Genetic implications of translocation and stocking of fish species, with particular reference to Western Australia. *Aquaculture Research*, 31, 83-94.
- CULP J.M., 1986. Experimental evidence that stream macroinvertebrates community structure is unaffected by different densities of coho salmon fry. *Journal of North American Benthol. Society*, 5, 140-149.
- DAHL J., GREENBERG L., 1996. Impact on stream benthic prey by benthic vs drift feeding predators: a meta-analysis. *Oikos*, 77, 177-181.
- DANNEWITZ J., PETERSSON E., PRESTGAARD T., JÄRVI T., 2002. Effects of sea-ranching and family background on fitness traits in brown trout *Salmo trutta* reared under near-natural conditions. *Journal of Applied Ecology*. (in press)
- DONALD D.B., VINEBROOKE R.D., ANDERSON R.S., SYRGIANNIS J., GRAHAM M.D., 2001. Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from the effects of introduced sport fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1822-1830.
- DRAKE D.C., NAIMAN R.J., 2000. An evaluation of restoration efforts in fishless lakes stocked with exotic trout. *Conservation Biology*, 14, 1807-1820.
- ENGLUND R.A., POLHEMUS D.A., 2001. Evaluating the effects of introduced rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on native stream insects on Kauai Island. *Hawaii. Journal of Insect Conservation*, 5, 265-281.
- FAUSCH K.D., WHITE R.J., 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 1229-1227.
- FINSTAD B., BJÖRN P.A., GRIMNES A., HVIDSTEN N.A., 2000. Laboratory and field investigations of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts. *Aquaculture Research*, 31, 795-803.
- FLECKER A.S., 1984. The effects of predation and detritus on the structure of a stream insect community: a field test. *Oecologia*, 64, 300-305.
- FLEMING I.A., JONSSON B., GROSS M.R., LAMBERG A., 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology*, 33, 893-905.
- FULLER P.L., NICO L.G., WILLIAMS J.D., 1999. *Nonindigenous fishes introduced into inland water of the United States*. Am. Fish. Soc. Spec., Publ. 27.
- GRANT G.C., VONDRACEK B., SORENSEN P.W., 2002. Spawning interaction between sympatric brown and brook trout may contribute to species replacement. *Transaction of American Fisheries Society*, 131, 569-576.
- GROSS M.R., 1998. One species with two biologies: Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild and in aquaculture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (Suppl. 1), 131-144.
- HARVEY B.C., HILL W.R., 1991. Effects of snail and fish on benthic invertebrate assemblages in a headwater stream. *Journal of North American Benthol. Society*, 10, 263-270.
- HARWOOD A.J., METCALFE N.B., ARMSTRONG J.D., GRIFFITHS S.W., 2001. Spatial and temporal effects on interspecific competition between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 1133-1140.
- HEIDINGER R.C., 1999. Stocking for sport fisheries enhancement. In C.C. KOHLER & W.A. HUBERT : *Inland fisheries management in North America*. American Fishing Society, Bethesda, MD, 375-401.
- HEMMER H., 1990. *Domestication: the decline of environmental appreciation*. Cambridge University Press.
- HEDRICK P. W., 2001. Invasion of transgenes from salmon or other genetically modified organisms into natural populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 841-844.
- HERBOLD B., MOYLE P.B., 1986. Introduced species and vacant niches. *American Naturalist*, 128, 751-760.
- HOLČÍK J., 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (suppl. 1), 13-23.

- HOLST J.C., JAKOBSEN P.J., 2001. Dødelighet hos utvandrende postsmolts av laks som følge av lakselusinfeksjon [Mortality of emigrating salmon postsmolts caused by sea louse]. *Fiskets Gang*, 8, 13-15.
- HRABIK T.R., MAGNUSON J.J., MCLAIN A.S., 1998. Predicting the effects of rainbow smelt on native fishes in small lakes: evidence from long-term research on two lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 1364-1371.
- JACKSON D., DEADY S., LEAHY Y., HASSETT D., 1997. Variation in parasitic caligid infestations on farmed salmonids and implications for their managements. *ICES Journal of Marine Science*, 54, 843-849.
- KOETSIER P., 1989. The effect of fish predation and algal biomass on insect community structure in an Idaho stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 5, 187-196.
- LASSUY D.R., 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 15, 391-396.
- LEVIN P.S., ZABEL R.W., WILLIAMS J.G., 2001. The road to extinction is paved with good intentions: negative association of fish hatcheries with threatened salmon. *Proceedings of the Royal Society, London B*, 268, 1153-1158.
- LI H.W., MOYLE P.B., 1999. Management of introduced fishes. In C.C. KOHLER & W.A. HUBERT : Inland fisheries management in North America. American Fishing Society, Bethesda, MD, 345-374.
- MILLER R.R., WILLIAMS J.D., WILLIAMS J.E., 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries*, 14, 22-38.
- MITTELBACH G.G., TURNER A.M., HALL D.J., RETTIG J.E., OSENBURG C.W., 1995. Perturbation and resilience: a long-term whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology*, 76, 2347-2360.
- MOYLE P.B., LIGHT T., 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78, 149-161.
- PISTER E.P., 2001. Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems*, 4, 279-286.
- PONT D., CRIVELLI A.J., GUILLOT F., 1991. The impact of three-spined sticklebacks on the zooplankton of a previously fish-free pool. *Freshwater Biology*, 26, 149-163.
- POTERA C., 1997. Fishing for answers to whirling disease. *Science*, 278, 225-226.
- REICE S.R., EDWARDS R.L., 1986. The effect of vertebrate predation on lotic macroinvertebrate communities in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 1930-1936.
- ROSECCHI E., THOMAS F., CRIVELLI A.J., 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biology*, 46, 845-853.
- SCHOFIELD K., TOWNSEND C.R., HILDREW A.G., 1989. Predation and the prey community of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 20, 85-95.
- SKAALA Ø., JØRSTAD K.E., FERNÖ A., 1993. A method of observing the spawning behaviour of farmed and wild salmonids in a natural stream habitat. ICES Council Meeting Papers, (ICES-CM-1993/M:21), 15 p.
- STEINBERG C., KOHMANN F., 1983. Ist der Wasserfloh im See nur zum Gefressenwerden da? 2. Teil: Beispiele fuer Rueckwirkungen der Fischfauna auf die Algenflora im See. *Fischer und Teichwirt*, 34, 2-6
- SUTELA T., HYVÄRINEN P., 2002. Diet and growth of stocked and wild 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Fisheries Management and Ecology*, 9, 57-63.
- TAYLOR J.N., COURTENAY W.R. JR, MCCANN J.A., 1984. Known impacts of exotic fishes in the continental United States. In W.R. COURTENAY JR. & J.R. STAUFFNER : *Distribution, biology and management of exotic fishes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 322-373.
- UTTER R., HINDAR K., RYMAN N., 1993. Genetic effects of aquaculture on natural salmonid populations. In K. HEEN, R.L. MONAHAN & F. UTTER : *Salmon Aquaculture*. Fishing News Books, Oxford.
- VON ENDE C.N., 1979. Fish predation, interspecific predation, and the distribution of two Chaoborus species. *Ecology*, 143, 129-143.
- WELCOMME R.L., 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fisheries Technical Paper 294, 318 p.

