

L'INTRODUCTION D'ESPÈCES DE POISSONS DANS LES EAUX DOUCES EUROPÉENNES : SUCCÈS ÉCONOMIQUES OU DÉSASTRES ÉCOLOGIQUES ?

I.G. COWX

University of Hull, International Fisheries Institute, Hull HU6 7RX, Royaume-Uni.

Traduction française par E. PATTEE, ESA CNRS 5023, Ecologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves, Université Claude Bernard Lyon-I, 69622 Villeurbanne Cedex, France.

RÉSUMÉ

L'introduction d'espèces étrangères de poissons dans les eaux douces est courante de par le monde. On connaît de nombreux exemples de succès avérés (tel celui de l'introduction de *Limnothrissa moidon* dans les lacs Kariba et Kivu), de succès économiques incertains (tel celui de *Lates niloticus* dans le Lac Victoria ou des tilapias au Sri Lanka) et de calamités (telle celle de la grémille *Gymnocephalus cernuus* dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord ou de la carpe en Australie). De telles conclusions s'appliquent également aux introductions de poissons en Europe, qu'elles soient accidentelles ou intentionnelles. Cette communication présente des études de cas montrant la difficulté qu'on rencontre à évaluer le succès de ces introductions, des points de vue environnemental, économique et socio-politique.

Il en est ainsi de l'introduction de carpes chinoises, en particulier de la carpe argentée *Hypophthalmichthys molitrix*, dans le delta du Danube en Roumanie, en vue de limiter les proliférations d'algues causées par l'eutrophisation, ou de la colonisation de ce secteur par des individus échappés de piscicultures. Ces carpes représentent à l'heure actuelle environ 30 % des captures commerciales, tandis que la récolte des espèces de poissons indigènes, préférées par les habitants, a diminué de façon spectaculaire. On considère que les carpes chinoises se reproduisent maintenant dans le delta et qu'elles risquent de causer une catastrophe écologique.

A l'inverse, l'introduction de la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*, est généralement mentionnée comme un succès. Cette espèce fait maintenant l'objet de pêche sportive dans toute l'Europe et constitue une source notable de revenus économiques et de loisirs, mais par ailleurs elle a causé la disparition de nombreuses espèces indigènes. On connaît beaucoup d'autres exemples illustrant les effets positifs et négatifs des introductions.

L'introduction fréquente du sandre, *Stizostedion lucioperca*, en Europe occidentale a donné lieu à d'importantes pêches commerciales, mais son arrivée dans les rivières orientales de l'Angleterre est réputée comme un désastre écologique parce qu'elle a coïncidé avec l'effondrement de la pêche des cyprinidés. Si les faits ne supportent pas entièrement une telle conclusion, il n'en reste pas moins que l'introduction a eu des répercussions profondes sur les populations endémiques.

Ces effets positifs et négatifs sont soulignés, et des suggestions pour un code de pratique visant à minimiser l'impact des introductions de poissons et à favoriser d'autres moyens de développer les stocks de poissons sont discutées.

Mots-clés : introductions, poissons, prédation, compétition, dynamique des écosystèmes, maladies, gestion des pêches.

INTRODUCTION OF FISH SPECIES INTO EUROPEAN FRESH WATERS : ECONOMIC SUCCESSES OR ECOLOGICAL DISASTERS ?

ABSTRACT

The introduction of fish species into fresh waters is commonplace around the world. There are many examples of well-defined successes (e.g. kapenta, *Limnothrissa moidon*, into Lake Kariba or Lake Kivu), questionable economic successes (e.g. Nile perch, *Lates niloticus*, into Lake Victoria or tilapia into Sri Lanka) and abject failures (ruffe, *Gymnocephalus cernuus*, into the Great Lakes of North America or carp, *Cyprinus carpio*, into Australia). Similar conclusions can be drawn about the introductions of fish, whether they are accidental or deliberate, into fresh waters in Europe. This paper presents case studies which highlight the problems faced with assessing the environmental, economic and socio-political successes of fish introductions in Europe.

The introduction of Chinese carps, particularly the silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, into the Danube Delta in Romania to control algal blooms resulting from eutrophication processes or escapees from fish farms, highlights many of the issues. They now contribute to some 30 % of the commercial catches, and the landings of the preferred indigenous fish species have declined dramatically. The Chinese carps are now considered to be breeding in the Delta and may lead to an ecological catastrophe. By contrast, the introduction of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, is considered by many as a success story. The species now supports major sport fisheries throughout Europe, which provide major economic and recreational benefits, but in other cases it has caused considerable loss of native species. There are many other examples to illustrate the positive and negative impacts of introductions. The introduction of pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, into many Western European lakes has resulted in major commercial fisheries, but its release into the eastern rivers of England was heralded as an ecological disaster because it coincided with a collapse in the cyprinid fisheries. Although evidence does not altogether substantiate this argument, the introduction had profound effects on the endemic fish populations.

These positive and negative impacts are highlighted, and suggestions for a code of practice to minimise the potential impact of introducing fish species and alternative mechanisms for stock enhancement are discussed.

Key-words : introductions, fishes, predation, competition, ecosystem dynamics, diseases, fisheries management.

INTRODUCTION

L'introduction d'espèces étrangères de poissons dans les eaux douces est courante de par le monde. On connaît de nombreux exemples de succès avérés (tel celui de l'introduction de *Limnothrissa moidon* (Boulenger) dans les lacs Kariba et Kivu, MARSHALL, 1995), de succès économiques incertains (tel celui de *Lates niloticus* (L.) dans le Lac Victoria, OGUTU-OHWAYO et HECKY, 1991, ou des tilapias au Sri Lanka, AMARSINGHE, 1996) et de réelles calamités (telle l'introduction de la grémille *Gymnocephalus cernuus* (L.) dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord, WINFIELD, 1992, ou de la carpe *Cyprinus carpio* (L.) en Australie, ARTHINGTON, 1991). Il en est de même des introductions, accidentelles ou volontaires, de poissons dans les eaux douces d'Europe, où l'on peut faire remonter cette pratique au premier siècle avant J.C. La carpe commune, *Cyprinus carpio*, semble avoir été la première espèce d'eau douce propagée de son aire d'origine, d'abord jusqu'à Rome puis, par divers ordres monastiques, vers les autres pays d'Europe au Moyen-Âge (BALON, 1974). Par la suite, le développement de l'aquaculture a fortement reposé sur le transport de matériel vivant de son environnement naturel vers d'autres contrées, y compris la propagation de poissons d'un continent à l'autre. Cependant, ce déplacement d'espèces de poissons à vaste échelle d'une zone à l'autre est une activité

relativement récente (WELCOMME, 1988). Le présent exposé décrira plusieurs conséquences de ces introductions, en insistant sur les problèmes que pose l'évaluation de leur succès en Europe, des points de vue environnemental, économique et socio-politique.

DÉFINITIONS

La terminologie concernant les déplacements de matériel vivant, spécialement des poissons, est malheureusement souvent confuse. Les définitions suivantes, adoptées par l'EIFAC (1988) et développées par WELCOMME (1996), seront utilisées ici et il est recommandé de les adopter pour minimiser les confusions.

Introductions. C'est le fait d'espèces qui sont intentionnellement ou accidentellement transportées et relâchées par l'homme hors de leur aire de distribution naturelle.

Transferts ou translocations. Déplacement intentionnel ou accidentel d'individus d'une espèce ou d'une population, qui ont été relâchés à l'intérieur de leur aire de distribution naturelle.

Introductions et translocations sont généralement exécutées dans un laps de temps limité, avec l'intention (couronnée de succès ou non) d'établir l'espèce dans un nouvel environnement. Selon la règle adoptée, seront considérés comme introduits les organismes aquatiques qui ont franchi la frontière de l'Etat considéré.

Repeuplement. Ce terme qualifie le déversement répété de poissons dans un écosystème dans lequel cette espèce existe déjà. Ainsi, l'espèce déversée peut être soit indigène, soit étrangère à la collection d'eau qui la reçoit.

L'ensemble de la présente communication repose largement sur les listes d'introductions internationales dans les eaux continentales compilées par WELCOMME (1981, 1988, 1992), et sur celles des introductions de poissons en Europe et dans la région méditerranéenne établies respectivement par HOLCIK (1991) et CRIVELLI (1995). Les données différeront quelque peu de celles de HOLCIK par suite des définitions ci-dessus et du fait que des espèces telles *Cyprinus carpio* et *Carassius auratus* (L.), qui sont considérées comme indigènes dans certains pays, ne le sont pas à proprement parler et ont donc été incluses dans les introductions. On considère comme peu fiables les données sur les translocations. Les déplacements de poissons à l'intérieur d'un pays donné sont maintenant monnaie courante et nombre de translocations ne sont pas recensées, particulièrement lorsqu'il s'agit du résultat de propagation naturelle ou de déplacements accidentels.

Dans la présente revue, les anciens états d'URSS, de Tchécoslovaquie et de Yougoslavie n'ont pas été subdivisés en leurs constituants actuels, par suite de la difficulté de discerner, dans les rapports existants, si les espèces ont été introduites dans l'un ou dans l'ensemble de ces nouveaux états.

HISTORIQUE DES INTRODUCTIONS DE POISSONS EN EUROPE

WELCOMME (1992) a recensé 1673 introductions de 291 espèces, dans 148 pays du monde. Depuis cette date, quelque 1000 introductions supplémentaires dans des milieux continentaux d'eau douce ont été rapportées (WELCOMME, 1996). Dans les eaux douces d'Europe, quelque 626 introductions et translocations concernant 166 espèces ont été recensées (Annexes 1 et 2).

Les espèces les plus souvent introduites ou transférées en Europe appartiennent aux cyprinidés (54 espèces), suivis par les salmonidés (19 espèces), les ictaluridés (14 espèces) et les corégonidés (12 espèces) (Tableau I). Ces quatre familles représentent 65 % du total des introductions et translocations en Europe.

Tableau I

Nombre de grands groupes d'espèces introduits pendant chaque décennie depuis 1850.

Table I

Number of introductions of major fish species groups in each decade since 1850.

| Décennies | Salmonidés | Corégonidés | Cyprinidés | Centrarchidés | Cichlidés | Autres | Total (% du total) |
|--------------|------------|-------------|------------|---------------|-----------|-----------|--------------------|
| < 1800 | | | 8 | | | 2 | 10 3,6 |
| 1800-1845 | | | 1 | 4 | | 3 | 8 2,9 |
| 1850 | | | | | | 0 | --- |
| 1860 | 2 | 1 | | | | 1 | 4 1,4 |
| 1870 | 3 | | 1 | 4 | | 3 | 11 4,0 |
| 1880 | 11 | 6 | 2 | 6 | | 5 | 30 10,8 |
| 1890 | 23 | | 2 | 4 | | 1 | 30 10,8 |
| 1900 | 3 | 1 | 1 | 4 | | 3 | 12 4,3 |
| 1910 | 1 | | | 2 | | 4 | 7 2,5 |
| 1920 | 3 | | 1 | 2 | 1 | 4 | 11 4,0 |
| 1930 | 7 | 1 | 1 | 1 | | 2 | 12 4,3 |
| 1940 | 4 | 1 | 3 | | 1 | 3 | 12 4,3 |
| 1950 | 7 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | 19 6,7 |
| 1960 | 12 | 1 | 27 | | 2 | 9 | 51 18,4 |
| 1970 | 13 | 3 | 10 | 1 | 2 | 14 | 41 14,8 |
| > 1980 | 2 | | 8 | | 1 | 6 | 17 6,1 |
| TOTAL | 91 | 17 | 68 | 31 | 8 | 62 | 277 |

Les premières introductions ont concerné des poissons indigènes à l'Europe, principalement des carpes, pour la production de biomasse. Il est hautement probable que d'autres cyprinidés ont accompagné ces carpes. Les premiers essais d'introduction d'espèces exotiques (non-européennes) semblent dater du début du XIXe siècle et concerner les centrarchidés *Lepomis sp.*, *Micropterus sp.*, ainsi que des ictaluridés. Cependant, les introductions les plus importantes d'espèces exotiques ont eu lieu à la fin du XIXe siècle, avec l'installation du saumon de fontaine *Salvelinus fontinalis* Mitchill au Royaume-Uni en 1869, suivie par celle du saumon chinook, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum), de la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) et du cristivomer *Salvelinus namaycush* (Walbaum). Ces espèces ont été rapidement importées en Europe continentale et étaient déjà répandues en Europe Occidentale lors du passage d'un siècle à l'autre. Cette période a été l'une des plus prolifiques en introductions d'espèces et a vu une propagation considérable, principalement de salmonidés et de centrarchidés, à travers le continent.

La propension à introduire de nouvelles espèces n'a pas ressurgi avant les années 1960 et 1970 (Tableau I). Plus d'un tiers des introductions recensées ont eu lieu pendant ces deux décennies. Mais le phénomène le plus important a été la transition vers les espèces de cyprinidés, particulièrement les carpes chinoises *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.), *Mylopharyngodon piceus* (Richardson), *Pseudorasbora parva* (Schlegel) et *Ctenopharyngodon idella* (Cuv. et Val.), pour le développement de l'aquaculture, de la pêche et le contrôle de la végétation. Un grand nombre d'espèces autres que les salmonidés, les corégonidés, les cyprinidés et les centrarchidés, ont aussi été introduites pendant cette période : il s'agit, entre autres et principalement, de catostomidés et de cichlidés exotiques.

Les fréquences d'introduction par pays varient considérablement (Tableau II). L'Union Soviétique en a le record (46 nouvelles espèces), suivie par l'Italie (43) et la France (33). Le nombre d'introductions en France plus grand que celui mentionné par KEITH et ALLARDI (1997) est dû à ce que les essais d'introductions connus sont pris en compte ici, qu'ils aient réussi ou non. HOLCIK (1991) a suggéré qu'il existe une corrélation entre la taille d'un pays et le nombre des espèces introduites, mais une telle relation n'apparaît pas nettement. Les pays qui ont introduit le plus grand nombre d'espèces tendent à occuper une situation méridionale ou orientale, ou à être isolés de l'Europe Centrale où règne la plus grande diversité de poissons

Tableau II

Liste des pays, avec leur superficie (en km²) et le nombre d'espèces introduites/transférées (n).

Table II

List of countries, with their area (km²) and the number (n) of introduced/translocated species they received.

| Pays | Superficie | n | Pays | Superficie | n |
|-----------------|------------|-------|---------------|------------|------|
| URSS | 5 443 900 | 46/25 | Danemark | 43 075 | 15/1 |
| Italie | 301 262 | 43/24 | Autriche | 83 853 | 10/2 |
| Tchécoslovaquie | 127 889 | 28/6 | Grèce | 131 944 | 18/6 |
| Allemagne | 356 330 | 29/2 | Irlande | 70 282 | 18/0 |
| France | 543 965 | 27/1 | Suède | 449 964 | 11/2 |
| Hongrie | 93 032 | 23/3 | Bulgarie | 110 912 | 9/1 |
| Royaume-Uni | 244 737 | 31/3 | Portugal | 91 631 | 13/0 |
| Chypre | 9 351 | 23/0 | Albanie | 28 748 | 17/0 |
| Pays-Bas | 41 160 | 20/1 | Suisse | 41 293 | 8/0 |
| Espagne | 504 783 | 23/4 | Norvège | 323 920 | 7/0 |
| Belgique | 30 521 | 20/0 | Luxembourg | 2 586 | 2/0 |
| Pologne | 312 683 | 14/3 | Liechtenstein | 157 | 2/0 |
| Yougoslavie | 255 804 | 24/2 | Malte | 316 | 2/0 |
| Roumanie | 237 500 | 14/2 | Islande | 102 829 | 1/0 |
| Finlande | 337 032 | 14/2 | Turquie | 779 452 | 2/0 |

indigènes. Les états nordiques semblent avoir introduit beaucoup moins d'espèces que leurs homologues méridionaux ou orientaux, probablement parce que les conditions de survie y sont moins propices à beaucoup d'espèces exotiques. Egalement, des pays insulaires ou péninsulaires, qui tendent à avoir des faunes appauvries, ont témoigné d'un désir plus grand d'accroître leur diversité spécifique que des pays d'Europe Centrale. Cette tendance est incarnée par le Royaume-Uni, qui a déployé un effort considérable d'introduction de poissons au XIXe siècle, et par Chypre qui, bien que n'ayant pas d'eaux douces naturelles, a essayé d'organiser des lieux de pêche pendant les années 1970 et 1980 dans un but touristique.

A noter que ces données ne fournissent qu'un ordre de grandeur et de diversité des introductions et translocations. Les relevés, particulièrement ceux des translocations, ne sont pas satisfaisants lorsqu'on se rappelle le nombre de ces opérations au siècle dernier. L'instauration d'une réglementation adéquate, imposant à tous les pays de transmettre annuellement le compte rendu des introductions et translocations à un organisme central tel que la FAO ou l'Union Européenne, est donc recommandée.

LES CAUSES DES INTRODUCTIONS

L'information sur ces causes est loin d'être exhaustive, particulièrement celle concernant la période avant 1900, et sa précision est souvent incertaine, ne faisant état d'aucun motif évident. Ainsi, le motif avoué de repeupler un réservoir fournit peu de renseignements sur ce qui était attendu de l'espèce en question, après son installation.

Les principales raisons évoquées étaient l'aquaculture (33,8 %) et l'amélioration des peuplements sauvages (36,3 %) (Tableau III). Les introductions en vue de l'aquaculture ont toujours été importantes mais l'ont emporté, au début de ce siècle, avec le développement des piscicultures de salmonidés dans toute l'Europe, et de nouveau dans les années 1960 et 1970, avec l'accent sur les carpes chinoises en Europe de l'est. De nombreuses évasions se sont produites à l'occasion de ces deux actions et ont permis l'établissement de populations naturelles auto-fertiles.

Tableau III

Les buts des introductions d'espèces.

Table III

Purposes for which species have been introduced.

| Motif | Nombre | Pourcentage |
|----------------------------------|------------|-------------|
| Aquaculture | 94 | 33,8 |
| Amélioration des stocks naturels | | |
| Nouvelles pêcheries | 58 | 20,9 |
| Installation de souches sauvages | 1 | 0,4 |
| Occupation d'une niche vide | 16 | 5,8 |
| Amélioration des rendements | 26 | 9,4 |
| Involontaire | | |
| Accidentel | 18 | 6,5 |
| Propagation | 17 | 6,1 |
| Evasion, libération d'appâts | 6 | 2,2 |
| Ornement | 7 | 2,5 |
| Lutte biologique contre | | |
| Végétation aquatique | 10 | 3,6 |
| Moustiques | 5 | 1,8 |
| D'autres poissons | 1 | 0,4 |
| Science | 1 | 0,4 |
| Inconnu | 18 | 6,5 |
| TOTAL | 278 | |

L'amélioration des stocks naturels avait d'abord pour but d'obtenir de nouvelles pêcheries (20,9 %) ou d'améliorer les rendements existants (9,4 %). Les motivations étaient autant commerciales que de loisirs, en fonction de l'accroissement avéré de la demande dans ces deux secteurs. Les espèces telles que la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*, la truite fario *Salmo trutta* L., le saumon de fontaine *Salvelinus fontinalis*, le sandre *Stizostedion lucioperca* L., le black bass *Micropterus salmoides* (Lacépède) ont été introduites en vue de la pêche sportive ; les carpes, les corégones et le sandre ont été introduits pour améliorer les rendements commerciaux.

La catégorie peut-être la plus inquiétante est celle des introductions accidentelles. Presque 15 % des introductions font partie de cette catégorie (Tableau III). Bien que non spécifiée, l'évasion hors d'installations piscicoles en est probablement la cause principale et a conduit à la propagation des nouvelles espèces le long des cours d'eau. Avec le développement des transferts de masses d'eau d'un bassin à l'autre, la dissémination des espèces par ce mécanisme est appelée à prendre de plus en plus d'importance. Les introductions accidentelles accompagnant une introduction délibérée, ou la libération d'appâts vivants représentent des situations problématiques. Par exemple, le cyprinidé chinois *Pseudorasbora parva* a été découvert en 1960 dans une pisciculture roumaine, dans laquelle il avait sans doute été introduit avec des carpes chinoises ; il est maintenant signalé dans tous les pays danubiens (HOLCIK, 1991), et même jusqu'en Camargue (ROSECCHI *et al.*, 1997). De même, l'enrichissement en cyprinidés de la faune irlandaise a été attribué à la libération d'appâts vivants par des pêcheurs sportifs à la recherche du brochet *Esox lucius* L.

Plus récemment, des introductions ont eu lieu en vue de lutter contre des indésirables : introduction de la gambusie *Gambusia affinis* (Baird et Gerard) contre les moustiques, des carpes chinoises *Ctenopharyngodon idella* contre les macrophytes et *Hypophthalmichthys*

molitrix contre les proliférations de phytoplancton. Bien que ces introductions aient été un succès, en particulier en comparaison d'alternatives comme les insecticides et les herbicides, plus coûteuses et inacceptables du point de vue de l'environnement, l'impact complet sur les écosystèmes récepteurs est encore à évaluer.

LES INTRODUCTIONS EN EUROPE : ÉVALUATION DE LEUR EFFICACITÉ

Qu'est-ce qu'une introduction réussie ? Il est difficile d'en fournir une définition précise, car elle devrait se rapporter à l'objectif initial de l'introduction qui est souvent inconnu ou insuffisamment précis. Cependant, pour les introductions dont le but était l'aquaculture ou l'amélioration de la pêche, cette définition devrait inclure la production et les rendements de pêche.

Tableau IV

Contribution (en tonnes) des diverses espèces de poissons aux rendements de pêche et de pisciculture en Europe en 1993 (FAO, 1995).

Table IV

Contribution (by weight tons) of fish species to capture and culture fisheries from inland waters in Europe in 1993 (FAO, 1995).

| Groupes | Taxons | Pêche | Pisciculture |
|-----------------|------------------------------------|------------------|------------------|
| ACIPENSERIDAE | Acipenseridae | 11,15 | 312,92 |
| ANGUILLIDAE | <i>Anguilla anguilla</i> | 2690,38 | 7605,16 |
| ATHERINIDAE | Atherinidae | 63,29 | 0,00 |
| CICHLIDAE | <i>Oreochromis spp</i> | 13,76 | 244,72 |
| CLARIIDAE | <i>Clarias gariepinus</i> | 0,00 | 1095,93 |
| CLUPEIDAE | <i>Alosa spp</i> | 225,60 | 0,00 |
| COREGONIDAE | <i>Coregonus spp</i> | 21595,92 | 254,34 |
| CYPRINIDAE | <i>Abramis spp</i> | 3649,25 | 0,00 |
| CYPRINIDAE | <i>Carassius carassius</i> | 3914,16 | 7,10 |
| CYPRINIDAE | <i>Ctenopharyngodon idella</i> | 2410,29 | 531,66 |
| CYPRINIDAE | Cyprinidae | 4780,91 | 0,00 |
| CYPRINIDAE | <i>Cyprinus carpio</i> | 14759,63 | 90750,10 |
| CYPRINIDAE | <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> | 8905,06 | 4155,81 |
| CYPRINIDAE | <i>Aristichthys nobilis</i> | 4854,08 | 638,61 |
| CYPRINIDAE | <i>Leuciscus idus</i> | 27,66 | 0,00 |
| CYPRINIDAE | <i>Megalobrama ambycephala</i> | 13,76 | 0,00 |
| CYPRINIDAE | <i>Rutilus spp</i> | 8134,23 | 2509,97 |
| CYPRINIDAE | <i>Tinca tinca</i> | 385,23 | 1603,01 |
| ESOCIDAE | <i>Esox lucius</i> | 3435,59 | 720,75 |
| GADIDAE | <i>Lota lota</i> | 908,35 | 0,00 |
| GENERAL | Osteichthyes | 34736,67 | 36013,84 |
| ICTALURIDAE | <i>Ictalurus melas</i> | 0,00 | 369,09 |
| MUGILIDAE | Mugilidae | 1914,24 | 0,00 |
| OSMERIDAE | <i>Osmerus eperlanus</i> | 3589,91 | 0,00 |
| PERCIDAE | <i>Perca fluviatilis</i> | 3797,76 | 0,00 |
| PERCIDAE | <i>Stizostedion lucioperca</i> | 3026,58 | 165,87 |
| PETROMYZONTIDAE | Petromyzonidae | 5,57 | 0,00 |
| PLATICHTHYIDAE | <i>Platichthys flesus</i> | 12,03 | 0,00 |
| SALMONIDAE | <i>Oncorhynchus kisutch</i> | 390,98 | 35,49 |
| SALMONIDAE | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | 2874,00 | 184184,78 |
| SALMONIDAE | <i>Salmo salar</i> | 7273,80 | 355,44 |
| SALMONIDAE | <i>Salmo spp</i> | 1524,83 | 3786,91 |
| SALMONIDAE | <i>Salmo trutta</i> | 2075,83 | 256,03 |
| SALMONIDAE | Salmonoidae | 2188,30 | 0,00 |
| SALMONIDAE | <i>Salvelinus alpinus</i> | 0,00 | 310,12 |
| SALMONIDAE | <i>Salvelinus fontinalis</i> | 0,00 | 0,00 |
| SALMONIDAE | <i>Salvelinus namaycush</i> | 1027,87 | 0,00 |
| SALMONIDAE | <i>Salvelinus spp</i> | 1926,66 | 1162,05 |
| SILURIDAE | <i>Silurus glanis</i> | 183,91 | 143,95 |
| TOTAL | | 147327,21 | 335907,60 |

Le tableau IV résume les statistiques de pisciculture et de pêche commerciale en Europe. Bien qu'il ne soit pas possible d'identifier la part due aux poissons introduits en général, il est clair que les espèces telles que les carpes chinoises ou la truite arc-en-ciel fournissent une contribution importante à la production piscicole européenne. Sous cet aspect, les introductions doivent être considérées comme des succès. De même, la capture de truites arc-en-ciel ou de saumons de fontaine, par exemple, est grandement appréciée par les pêcheurs sportifs.

Le succès peut aussi être évalué par l'installation de populations qui se reproduisent naturellement. Dans la plupart des cas, ceci doit être pris en compte dans l'évaluation, puisque les introductions sont destinées à accroître le peuplement et ne doivent pas faire appel à des déversements continus pour soutenir les rendements de pêche. Mais, à l'occasion, des espèces peuvent être introduites en sachant qu'elles ne se reproduiront pas. Ainsi, la carpe chinoise herbivore a été introduite au Royaume-Uni pour contrôler la végétation aquatique, bien que les conditions climatiques ne permettent pas sa reproduction. Parmi les 114 espèces introduites en Europe, 44 ont été incapables de donner naissance à des populations naturelles, et 11 représentent des cas où certaines populations ont réussi à se perpétuer et d'autres non.

Quoi qu'il en soit, ces données masquent-elles le succès effectif des introductions ? Trois cas seront examinés, en vue de mettre en évidence les conséquences possibles du phénomène.

LA TRUITE ARC-EN-CIEL, *ONCORHYNCHUS MYKISS* (WALBAUM)

Elle a été introduite en Europe comme objet de pêche sportive (MACCRIMMON, 1971), à la fin du XIXe siècle. Son importance s'est accrue depuis son adoption en pisciculture dans les années 1950, et sa production sur le continent dépasse maintenant 180 000 tonnes (Tableau IV, FAO, 1993). Sa contribution au développement de la pêche sportive est hors de doute (PAWSON, 1991 ; NOP-RESEARCH, 1994). Pratiquement chaque pays d'Europe a ses pêcheries de loisirs, basées sur le principe des repeuplements annuels surdensitaires intensifs, notamment dans les réservoirs. Au moment de son introduction, les conditions de milieu furent considérées comme impropres à sa reproduction mais, maintenant, des populations à reproduction naturelle sont recensées dans presque chaque pays, par exemple en Irlande (FITZMAURIZE, 1984) ou au Royaume-Uni (WHEELER, 1992). On ne sait rien de l'effet de ces petites populations isolées sur la faune indigène. Mais, malgré ce succès commercial apparent, l'introduction a été considérée comme nuisible dans de nombreux cas. La truite arc-en-ciel a été accusée de la disparition ou de la raréfaction de plusieurs petites espèces indigènes, soit par prédation, soit par compétition. Par exemple, elle a été impliquée dans la réduction de la population naturelle de salmonidés du lac Ohrid, en Macédoine yougoslave (NIJSEN et DE GROOT, 1974). Il y a aussi de nombreux récits d'évasion de truites arc-en-ciel qui ont ensuite décimé les stocks de poissons endémiques, notamment par prédation de leurs juvéniles. D'autres exemples suggèrent le recul d'espèces endémiques du fait du comportement agressif de la truite arc-en-ciel, et ainsi la modification de la structure de la communauté piscicole (MOYLE *et al.*, 1986).

LE SANDRE, *STIZOSTEDION LUCIOPERCA* (L.)

C'est peut-être l'espèce qui a occasionné le plus grand débat sur le succès d'une introduction. Son aire d'origine se limite à l'Europe orientale et à l'Asie occidentale, où il connaît une grande faveur en pêche sportive. D'où son introduction dans plusieurs autres pays européens, au nombre desquels l'Allemagne et les Pays-Bas, dès le début du XIXe siècle.

Ces introductions précoces ont permis l'instauration de pêches régulières et de haute valeur, tant commerciale que récréationnelle, notamment dans le lac IJssel aux Pays-Bas ou le lac de Constance en Suisse (Fig. 1 et 2). Bien que les rendements varient d'une année à l'autre selon les fluctuations du recrutement naturel, la valeur des prises est élevée en comparaison de celles d'autres espèces. De plus, le stock se renouvelle de lui-même, en dépit d'un effort de pêche intense, et ne demande pas de repeuplement pour le soutenir.

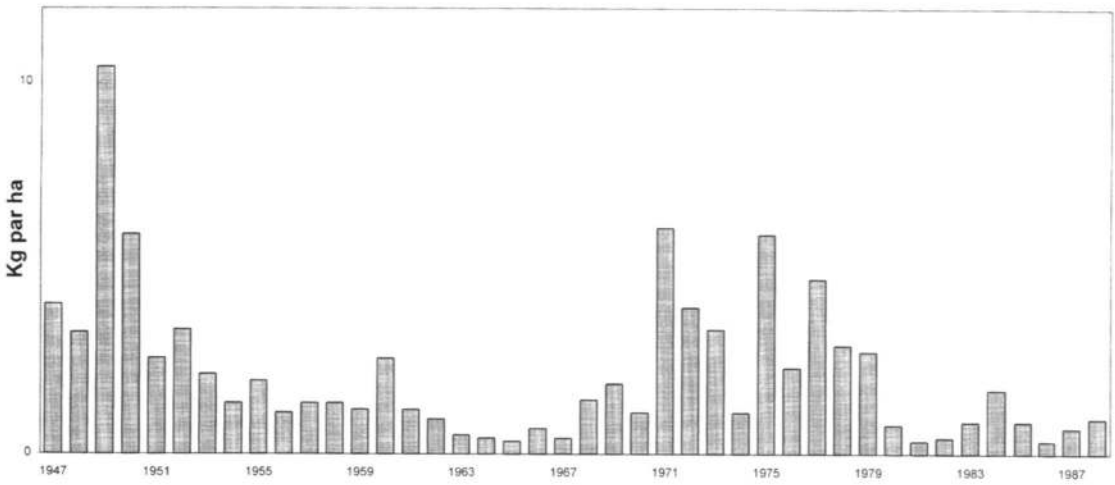


Figure 1
Captures du sandre de 1947 à 1988 dans le lac IJssel (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Figure 1
Catches ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) of pikeperch from Lake IJssel from 1947 to 1988.

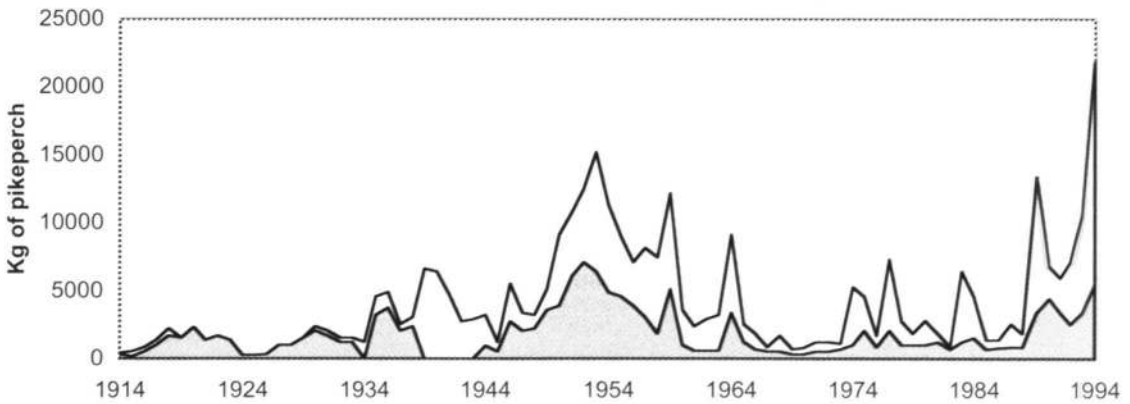


Figure 2
Rendements en sandre (kg) dans la partie supérieure du lac de Constance (d'après LÖFFLER, 1996) : Autriche en gris, Lac supérieur en blanc.

Figure 2
Yields (kg) of pikeperch from the upper part of Lake Constance (from LÖFFLER, 1996) : Austrian part of the lake in grey, Upper Lake in white.

Inversement, l'introduction du sandre dans l'est de l'Angleterre a été accusée de la diminution substantielle des effectifs de quelques cyprinidés et de l'effondrement de la pêche de loisirs (LINFIELD, 1984). On a montré que le dommage aux peuplements de cyprinidés est lié à la phase initiale explosive qui suit immédiatement l'introduction d'un prédateur. Après une quinzaine d'années, les effectifs du sandre semblent s'être stabilisés à un niveau inférieur dans les milieux les plus anciennement colonisés (HICKLEY, 1986). Quoi qu'il en soit, la propagation naturelle du sandre d'un cours d'eau à l'autre par les connexions naturelles et par transfert volontaire continuera à avoir des impacts à brève ou moyenne échéance sur les populations de cyprinidés, avant que les effectifs n'en viennent à s'ajuster à des niveaux plus stables.

Un exemple semblable et peut-être plus spectaculaire est fourni par CELIKKALE (1990) au sujet du Lac Egridir, en Turquie. L'introduction du sandre a causé l'extinction (mondiale) de deux espèces de *Phoxinellus* endémiques, un déclin considérable de la biomasse d'autres populations de cyprinidés, et un accroissement important des captures d'une espèce d'écrevisse transférée, *Astacus leptodactylus* Esch. Le sandre semble avoir levé la pression de prédation sur les oeufs et les larves de l'écrevisse, exercée par les cyprinidés et les cobitidés. Les nouvelles captures d'écrevisses et de sandres ont une valeur commerciale supérieure aux anciennes pêches de cyprinidés, mais on doit reconnaître que les avantages de l'introduction, et notamment l'explosion des populations d'écrevisses, sont fortuites et étaient difficilement prévisibles (CRIVELLI, 1995).

Un autre aspect de l'introduction du sandre est celui de la propagation de maladies. Ainsi, cette introduction dans les eaux françaises a été accompagnée par celle du trématode digénien épizootique *Bucephalus polymorphus* Baer, qui cause de gros dégâts aux populations de cyprinidés (ALLARDI, 1984).

CARASSIUS AURATUS GIBELIO ET LES CARPES CHINOISES EN ROUMANIE

Les carpes chinoises *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) et *Aristichthys nobilis* Rich. ont été introduites en Roumanie dans les années 1950, pour la pisciculture. Elles ont aussi été introduites dans de grandes collections d'eau ouvertes, pour tenter d'en atténuer l'eutrophie. Des individus échappés de ces lots contribuent maintenant de façon significative aux pêches dans la région du delta du Danube (Fig. 3) et, selon des relations circonstanciées (M. STARAS, comm. pers.), ces espèces se reproduisent maintenant de façon naturelle dans la région. Bien qu'elles soient une source incontestable de protéines, les roumains préfèrent encore les carpes indigènes (*Cyprinus carpio* L. et *Carassius carassius* L.), dont les populations déclinent (Fig. 3).

Le développement des carpes chinoises pose aussi un problème plus fondamental. En effet, ces espèces semblent entrer en compétition avec les cyprinidés locaux et la structure de la communauté piscicole est en train de changer. Ceci aura probablement une action négative sur les nombreuses populations d'oiseaux qui fréquentent le delta du Danube en se nourrissant des plus petites espèces de poissons. Le résultat final pourrait être un changement irréversible de toute la dynamique de l'écosystème, réalisé par le biais des communautés d'oiseaux.

Une autre espèce introduite, *Carassius auratus gibelio*, pose aussi des problèmes. L'eutrophie des eaux du delta du Danube est allée en croissant depuis les années 1970. L'opacité des eaux, autrefois plus claires, s'est accompagnée d'un déclin des macrophytes et de la disparition du brochet, *Esox lucius* L., pendant qu'explosaient les populations de *C. a. gibelio* (Fig. 3). Cette espèce se nourrit sur le fond et cause ainsi une remise en suspension des sédiments, qui accroît encore la turbidité. Ce scénario conduit à un nouvel équilibre, qui voit la domination d'une espèce à faible valeur marchande dans les captures, et cette évolution sera coûteuse à inverser.

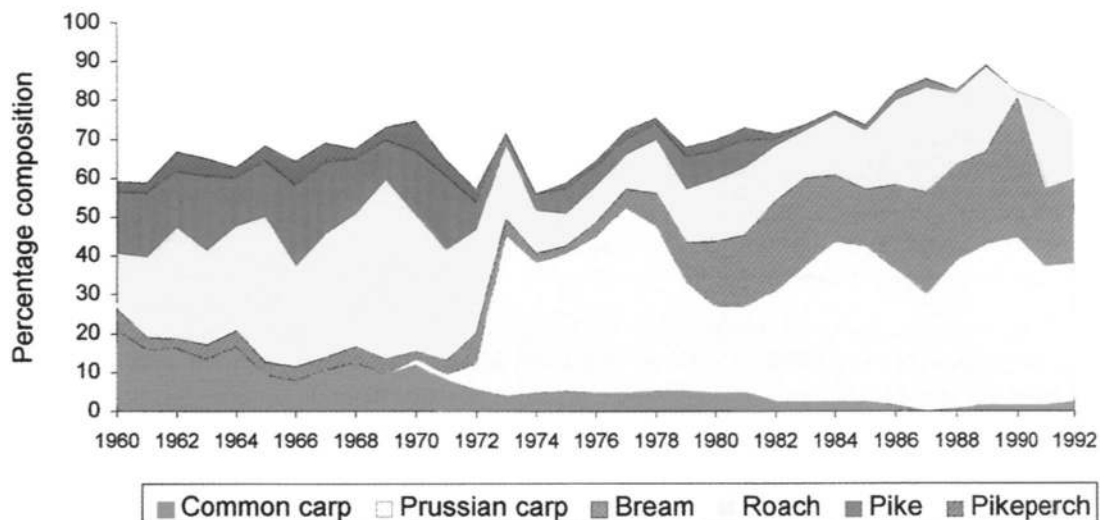


Figure 3

Captures de poissons dans la région du delta du Danube entre 1960 et 1992 (d'après STARAS, 1995). Pourcentage de chaque espèce dans les captures totales (de haut en bas : sandre, brochet, gardon, brème, carassin (*C. a. gibelio*), carpe commune), en fonction des années. L'eau était claire de 1960 à 1980, et verte de 1980 à 1992.

Figure 3

Fish catches in the Danube Delta region between 1960 and 1992 (from STARAS, 1995). Percentage of each species in the total catches in successive years. The water was clear from 1960 to 1980, it was green from 1980 to 1992.

DISCUSSION

Ces études de cas illustrent clairement les nombreuses issues susceptibles de résulter d'une introduction. Malgré des bénéfices souvent avérés, les introductions restent hautement controversées parce qu'elles causent souvent des dommages considérables à l'environnement. Qu'elles aient été intentionnelles ou accidentelles, les introductions ont eu des effets négatifs sur les communautés indigènes de poissons et d'autres éléments de la faune, par prédation, compétition, introduction de pathogènes et changement de la dynamique des écosystèmes. L'hybridation, la perte d'intégrité génétique et la réduction de biodiversité sont aussi des issues fondamentales qui doivent être prises en compte.

Il y a de multiples raisons à la controverse qui règne à propos des introductions :

- Le but principal des introductions délibérées est le souhait d'augmenter les rendements de systèmes soit contrôlés (aquaculture), soit naturels (pêche commerciale ou de loisirs). L'avantage est généralement évalué en termes d'économie piscicole, mais ne prend pas en compte les impacts dans d'autres secteurs, spécialement ceux de la protection de la nature et des aspects sociaux et culturels, qui sont difficiles à quantifier.

- Les effets bénéfiques des introductions sont généralement d'apparition immédiate ou précoce, alors que les effets pervers apparaissent souvent plus tard. De ce fait, les gestionnaires subissent souvent une pression politique et économique pour récolter les bénéfices à court terme, aux dépens du bien-être des écosystèmes à long terme (PHILIPP, 1991).

- La faiblesse des connaissances de base sur les communautés de poissons et sur la dynamique de l'écosystème avant introduction, ainsi que le manque de suivi d'impacts à long

terme pour évaluer les résultats, font que le bilan des opérations n'est pas tiré. On ne peut donc même pas apprécier si l'objectif désiré a été atteint.

- Beaucoup d'écosystèmes sont maintenant dégradés et les introductions apparaissent comme une option de réhabilitation à court terme en vue d'accroître la production piscicole. En conséquence, il est souvent difficile d'isoler l'impact de l'introduction des autres activités humaines.

- Il manque toujours une définition précise du succès d'une introduction, qui permettrait de mieux évaluer le caractère positif ou non de l'opération.

En dehors de cette controverse, l'opinion générale est que les introductions sont préjudiciables (ALENDORF, 1991), et que leurs effets sont habituellement irréversibles. Il faudrait donc instaurer des mécanismes en vue de minimiser la future dégradation des communautés piscicoles et des écosystèmes à la suite d'introductions. On peut sans doute affirmer que, si le besoin se fait sentir d'introduire des poissons dans un écosystème naturel, c'est que sa gestion actuelle a échoué dans son objectif de maintenir les stocks existants. En conséquence, avant de recourir à une introduction, des stratégies alternatives de réhabilitation des pêcheries devraient être envisagées (voir COWX, 1994a, 1996). De telles stratégies font appel à des poissons indigènes, à l'amélioration (en qualité et en quantité) de la ressource en eau, à la protection et à la réhabilitation de l'habitat, à l'utilisation de poissons stériles.

Face aux multiples soucis que causent les introductions, il est essentiel d'avoir une attitude responsable. Comme le propose COWX (1994b) pour les déversements de poissons, il faut exercer un contrôle pas à pas du projet, de son exécution, et de son évaluation. La procédure doit tenir compte des recommandations pour l'évaluation des impacts potentiels, qui sont disponibles dans de nombreux codes de pratique, tels ceux proposés par l'ICES (1988) et l'EIFAC (1988).

De nombreux points (adaptés de LI et MOYLE, 1994) doivent être pris en considération au moment de l'établissement du projet d'introduction :

1. Les objectifs de l'introduction doivent être clairement définis, et ses avantages économiques et environnementaux doivent être démontrés. Ceux-ci doivent être pesés face aux désavantages et aux problèmes qui peuvent en résulter.

2. Les établissements gestionnaires doivent prendre en considération les implications à long terme et ne pas se laisser guider par des profits économiques à court terme. Les décisions doivent concerner le bassin hydrographique entier, et même toute collection d'eau voisine.

3. Il faut évaluer, en même temps, les stratégies alternatives susceptibles d'atteindre le même objectif.

4. Les introductions doivent surtout être envisagées pour des systèmes qui ont été si modifiés par l'homme que les communautés piscicoles ont été désagrégées ou éliminées, et dans lesquels il n'y a aucune possibilité de restauration de l'habitat d'origine et de reconstitution de la communauté à partir de stocks résiduels ou relictés.

5. Les introductions doivent aussi être principalement envisagées dans le cas de collections d'eau suffisamment isolées pour que la dissémination incontrôlée hors de ces milieux soit improbable. Puisque la plupart des eaux qui posent des problèmes ne sont pas isolées, le mieux est d'évaluer les effets potentiels de l'introduction sur toutes les eaux connectées, quelle que soit leur distance. Des eaux voisines non connectées doivent aussi être incluses dans l'évaluation, du fait que les pêcheurs propagent volontiers les poissons d'un milieu à l'autre.

6. Tout système dans lequel une introduction est envisagée doit faire l'objet d'un inventaire approfondi de ses organismes vivants, avec liste des espèces potentiellement

concernées par l'introduction. On considérera, spécialement, les espèces rares et celles qui sont écologiquement les plus voisines de celle à introduire.

7. Dans l'inventaire, les espèces seront rangées en catégories fonctionnelles par habitat et position trophique. Les réseaux trophiques doivent être représentés à partir de toute l'information disponible, de façon à établir l'effet potentiel de l'introduction sur la structure trophique de l'écosystème. Ceci devrait fournir une indication des interactions possibles entre espèces introduites et indigènes.

8. Si des lacunes importantes subsistent après l'exercice précédent, d'autres recherches doivent être entreprises sur l'écosystème. Aucune introduction ne doit avoir lieu (sous aucun prétexte) tant que, par manque d'information, subsiste un doute sur son résultat présumé.

9. La possibilité qu'une introduction soit accompagnée de nouveaux parasites ou de nouvelles maladies doit être étudiée de manière approfondie. De façon idéale, il faudrait élever une espèce nouvelle en quarantaine pendant plusieurs générations avant de l'introduire.

10. Les caractéristiques biologiques de l'espèce à introduire doivent être connues de façon approfondie avant l'introduction. L'espèce idéale à introduire devrait être assez spécialisée et avoir co-évolué avec de nombreux membres de la communauté à laquelle on l'ajoute. Plus son spectre alimentaire est large, plus on s'expose à des difficultés inattendues. Elle devrait être peu vagile, de façon à ce qu'en cas d'évasion de son lieu d'introduction, sa propagation puisse être facile à contrôler. Une attention particulière concernera les poissons ichtyophages, qui sont susceptibles de décimer les stocks indigènes.

11. Chaque introduction proposée devrait être évaluée par un groupe de scientifiques indépendants et familiarisés avec les principes écologiques et le milieu aquatique. Il importe de ne pas prendre de décision hâtive, car la plupart des introductions sont irréversibles.

En terminant, il faut reconnaître que l'expansion mondiale de l'aquaculture n'aurait probablement pas été possible sans déplacements internationaux d'espèces. Ceci a provoqué, soit de façon délibérée, soit accidentellement, une extension considérable de l'aire de répartition de beaucoup d'entre elles. Sous la pression de la demande croissante de poissons que subit l'aquaculture, de nouvelles introductions d'espèces, de sous-espèces ou de races doivent être considérées comme inévitables. Mais ceci n'est pas une raison pour ne pas appliquer les règles générales adéquates. De plus, des mesures de sécurité visant à isoler complètement les unités d'aquaculture des cours d'eau voisins doivent être imposées, afin de rendre impossible toute évasion accidentelle. Ceci empêcherait du même coup la dissémination d'espèces transgéniques utilisées en aquaculture et qui pourraient avoir un effet négatif sur les endémiques voisines.

CONCLUSIONS

Cette communication a tenté d'illustrer l'importance des introductions dans les eaux douces européennes, ainsi que les nombreuses conséquences possibles de ces actions. Alors que de nombreuses introductions ont été des succès économiques, d'autres ont provoqué des changements de l'environnement, de la structure des communautés piscicoles, de l'intégrité génétique des populations, ou amené des maladies. Cette communication démontre clairement que le bilan net de l'opération n'est pas toujours bénéficiaire, même s'il semble l'être dans une perspective économique. Ainsi, les décisions concernant de nouvelles introductions d'espèces devront être basées sur l'examen raisonné de toutes leurs conséquences, et non seulement sur des motifs économiques. Il est recommandé de ne pas réaliser une introduction si ses bénéfices tangibles ne dépassent pas nettement ses inconvénients. Et, de toute façon, des efforts doivent toujours avoir été accomplis pour favoriser les populations existantes par des méthodes de réhabilitation, avant de prendre une décision d'introduction.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLARDI J., 1984. Introduction et acclimatation de poissons d'eau douce en France : historique et bilan. *EIFAC Technical Paper*, 42 (Suppl. 2), 427-435.
- ALLENDORF F.W., 1991. Ecological and genetic effects of fish introductions : synthesis and recommendations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1), 178-181.
- AMARSINGHE U.S., 1996. Stocking recapture fisheries in Sri Lankan perennial reservoirs : a success or a failure. In COWX I.G. (ed.), *Stocking and introduction of fish*, Fishing News Books Ltd, Blackwell Science, Oxford.
- ARTHINGTON A.H., 1991. Ecological and genetic impacts of introduced and translocated freshwater fishes in Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1), 33-43.
- BALON E.K., 1974. Domestication of the carp, *Cyprinus carpio* L. Royal Ontario Museum, Miscellaneous Publications, Toronto.
- CELIKALE M.S., 1990. Inland fisheries of Turkey. In Van DENSEN W.L.T., STEINMETZ B., HUGHES R.H. (eds.), *Management of freshwater fisheries*, 493-504, Pudoc, Wageningen.
- COWX I.G. (ed.), 1994a. Rehabilitation of freshwater fisheries. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, 486 p.
- COWX I.G., 1994b. Stocking strategies. *Fish. Managmt Ecol.*, 1, 15-30.
- COWX I.G., 1996. Rehabilitation of floodplain rivers. FAO, Rome.
- CRIVELLI A.J., 1995. Are introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region ? *Biol. Conservation*, 72, 311-319.
- EIFAC, 1988. Codes of practice and manual of procedures for consideration of introductions and transfers of marine and freshwater organisms. FAO/EIFAC Occasional Paper No 23, 44 p.
- FITZMAURICE P., 1984. The effects of freshwater fish introductions into Ireland. *EIFAC Technical Paper*, 42 (Suppl. 2), 449-457.
- HICKLEY P., 1986. Invasion by zander and management of fish stocks. *Philosophical Trans. Royal Soc., B.*, 314, 571-582.
- HOLCIK J., 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1), 13-23.
- ICES, 1988. Codes of practice and manual of procedures for consideration of introductions and transfers of marine and freshwater organisms. ICES Cooperative Research Report No. 159, Copenhagen, 44 p.
- KEITH P., ALLARDI J., 1997. Bilan des introductions de poissons d'eau douce en France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344-345.
- LI H.W., MOYLE P.B., 1994. Management of introduced fishes. In KOHLER C.C., HUBERT W.A. (eds.), *Inland Fisheries Management in North America*, 287-308, Amer. Fish. Soc. Bethesda Publication.
- LINFIELD R.S.J., 1984. The impact of zander (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in the United Kingdom and the future management of affected fisheries in the Anglia region. *EIFAC Technical Paper*, 42 (Suppl. 2), 353-362.
- LÖFFLER H., 1996. The pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in Lake Constance : an example of a successful introduction ? In COWX I.G. (ed.), *Stocking and introduction of fish*, Fishing News Books Ltd, Blackwell Science, Oxford.

- MACCRIMMON H.R., 1971. World distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Res. Bd Canada*, 28, 663-704.
- MARSHALL B.E., 1995. Why is *Limnothrissa moidon* such a successful introduced species and is there anywhere else we should put it? In PITCHER T.J. and HART P.J.B. (eds.), Impact of species change in African lakes, Chapman and Hall, London, 527-546.
- MOYLE P.B., HARAM W.L., BARTON B.B., 1986. The Frankenstein effect : impact of introduced fishes on native fishes in North America. In STROUD R.H. (ed.), Fish culture in fisheries management, 415-426, Amer. Fish. Soc., Bethesda Maryland.
- NIJSEN H., DE GROOT S.J., 1974. Catalogue of fish species in the Netherlands. *Beaufortia*, 21, 173-207.
- NOP-RESEARCH, 1994. Socio-economic review of angling 1994. National Rivers Authority, R. and D. Note 385, Bristol, NRA, 32 p.
- OGUTU-OHWAYO R., HECKY R., 1991. Fish introductions in Africa and some of their consequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1), 8-12.
- PAWSON M.G., 1991. Comparison of the performance of brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), in a put-and-take fishery. *Aquaculture Fish. Managmt*, 22, 247-257.
- PHILIPP D.P., 1991. Genetic implications of stocking Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1), 58-65.
- ROSECCHI E., POIZAT G., CRIVELLI A.J., 1997. Introduction de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue : historique, origines et modifications des peuplements. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344-345.
- STARAS M., 1995. Biodiversity and ecological dynamics in the Danube Delta Biosphere Reserve. In Management objectives for biodiversity conservation and sustainable development in the Danube Delta Biosphere Reserve, Romania. Danube Delta Biosphere Reserve, 26-31.
- WELCOMME R.L., 1981. Register of international transfers of inland fish species. *FAO Fish. tech. Paper*, 213, 120 p.
- WELCOMME R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. tech. Paper*, 294, 318 p.
- WELCOMME R.L., 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES mer. Sci. Symp.*, 194, 3-14.
- WELCOMME R.L., 1996. Evaluation of stocking as a management tool. In COWX I.G. (ed.), Stocking and introduction of fish, Fishing News Books Ltd, Blackwell Science, Oxford.
- WHEELER A., 1992. The ecological implications of introducing exotic fishes. In OIGRADY K.T., BUTTERWORTH A.J.B., SPILLET P.B., DOMANIEWSKI J.C.J. (eds.), Fisheries in the year 2000, 51-60, Institute of Fisheries Management, Nottingham.
- WINFIELD I.J., 1992. Threats to the lake fish communities of the UK arising from eutrophication and species introductions. *Netherlands J. Zool.*, 42, 233-242.

Annexe 1

Taxons de poissons exotiques introduits dans les eaux libres européennes.
Introduction : date connue de première introduction. Reproduction : + effective ; - inefficace ;
? inconnue.

Appendix 1

Exotic fish taxa known from European waters. Reproductive status : + = established ; - = not established ; ? = unknown.

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|--|--------------|--------------|--|
| ACIPENSERIDAE | | | |
| <i>Acipenser baeri</i> Brandt | 1956 | - | France, Hongrie, URSS |
| <i>Acipenser fulvescens</i> Rafinesque | 1969 | - | URSS |
| <i>Acipenser transmontanus</i> Richardson | 1987 | - | Italie |
| POLYODONTIDAE | | | |
| <i>Polyodon spatula</i> (Walbaum) | 1974 | - | Hongrie, URSS |
| ANGUILLIDAE | | | |
| <i>Anguilla australis</i> Phillips | 1975 | ? | Italie |
| <i>Anguilla japonica</i> Temminck et Schlegel | ? | - | Allemagne, France, Italie |
| COREGONIDAE | | | |
| <i>Coregonus autumnalis migratorius</i> (Georgi) | 1949 | - | URSS |
| <i>Coregonus clupeaformis</i> (Mitchill) | 1881 | - | Allemagne, France, Italie, Pays-Bas, Royaume-Uni, Suisse |
| <i>Coregonus forma hybrida</i> | ? | + | Italie |
| <i>Coregonus lavaretus</i> (L.) | 1861 | + | Allemagne, Belgique, Croatie, Finlande, Grèce, Hongrie, Italie, Tchécoslovaquie, URSS, Pays-Bas, Roumanie |
| <i>Coregonus lavaretus baumi</i> Mukhomedyarov | 1953 | - | URSS |
| <i>Coregonus nasus</i> Pallas | ? | + | Belgique |
| <i>Coregonus oxyrinchus</i> | | + | Italie |
| <i>Coregonus peled</i> Gmelin | 1954 | + | Croatie, Finlande, France, Pologne, Tchécoslovaquie |
| <i>Stenodus leucichthys neilma</i> (Pallas) | 1953 | - | URSS |
| SALMONIDAE | | | |
| <i>Hucho hucho</i> L. | Années 1900 | - | Belgique, Espagne, France, Pologne, Royaume-Uni, Suède, Suisse |
| <i>Oncorhynchus clarkii</i> (Richardson) | Années 1960 | ++ | Chypre, Danemark, Suède |
| <i>Oncorhynchus gorbusha</i> (Walbaum) | 1939 | ++ | Finlande, Irlande, Norvège, Royaume-Uni, URSS |
| <i>Oncorhynchus keta</i> (Walbaum) | 1932 | - | Finlande, URSS |
| <i>Oncorhynchus kisutch</i> (Walbaum) | 1971 | - | Allemagne, Chypre, Espagne, France, Grèce, Italie, Pays-Bas, Yougoslavie |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum) | 1882 | + | |
| <i>Oncorhynchus nerka</i> (Walbaum) | 1959 | - | Danemark, Finlande, Suède |
| <i>Oncorhynchus rhodurus</i> (Jordan et McGregor) | 1976 | - | Allemagne |
| <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (Walbaum) | 1877 | - | Allemagne, Danemark, Finlande, France, Irlande, Italie, Pays-Bas, Royaume-Uni |
| <i>Salmo clarkii</i> (Richardson) | 1962 | + | Chypre, Danemark, Suède |
| <i>Salmo ischan</i> Kessler | 1949 | - | URSS |
| <i>Salmo salar</i> L. | 1866 | - | Chypre, Grèce, Italie, Portugal, URSS |
| <i>Salmo trutta</i> L. | | + | Croatie, Chypre, Espagne, Slovénie |
| <i>Salvelinus alpinus</i> (L.) | Années 1920 | ++ | Chypre, Danemark, Espagne, Irlande, Italie, Pays-Bas, Yougoslavie |
| <i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchill | 1869 | ++ | Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Chypre, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Hongrie, Italie, Norvège, Pays-Bas, Pologne, Portugal, Roumanie, Royaume-Uni, Suède, Suisse, Tchécoslovaquie, URSS, Yougoslavie |
| <i>Salvelinus leucomaenis pluvius</i> (Hilgendorf) | 1977 | - | Allemagne |
| <i>Salvelinus namaycush</i> (Walbaum) | 1868 | ++ | Allemagne, Danemark, Espagne, Finlande, France, Italie, Royaume-Uni, Suède, Suisse, Tchécoslovaquie |

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|---|--------------|--------------|--|
| THYMIALLIDAE | | | |
| <i>Thymallus baicalensis</i> Dybowski | 1959 | - | Pologne, Tchécoslovaquie |
| <i>Thymallus thymallus</i> (L.) | | ? | Croatie, Italie |
| CYPRINIDAE | | | |
| <i>Abramis brama</i> (L.) | 1954 | + | Irlande, Italie |
| <i>Alburnus alburnus</i> (L.) | | +- | Chypre, Espagne, Irlande |
| <i>Aristichthys nobilis</i> Richardson | | | Albanie, Allemagne, Autriche, Bulgarie, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Roumanie, Tchécoslovaquie, URSS, Yougoslavie |
| <i>Aspius aspius</i> (L.) | ? | - | Allemagne |
| <i>Barbus schwanenfeldi</i> Bleeker | 1972 | + | Italie |
| <i>Blicca bjoerkna</i> (L.) | Années 1950 | - | Chypre |
| <i>Capoeta capoeta sevangi</i> Filippi | 1966 | - | URSS |
| <i>Catla catla</i> (Hamilton-Buchanan) | | - | URSS |
| <i>Carassius auratus</i> (L.) | | + | Albanie, Allemagne, Autriche, Bulgarie, Croatie, Chypre, Espagne, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pologne, Portugal, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Carassius carassius</i> | | + | Albanie, Belgique, Croatie, Chypre, Grèce, Espagne, France, Royaume-Uni |
| <i>Chondrostoma nasus</i> | 1966 | - | France, Italie |
| <i>Cirrhinus mirigala</i> (Hamilton-Buchanan) | 1949 | +- | URSS |
| <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Cuvier et Valenciennes) | | | Albanie, Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Croatie, Chypre, Danemark, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Roumanie, Royaume-Uni, Slovaquie, Suède, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Cyprinus carpio haematopterus</i> Temminck et Schlegel | 1947 | - | Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Cyprinus carpio</i> (L.) | Années 1200 | + | Albanie, Allemagne, Belgique, Chypre, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Irlande, Italie, Liechtenstein, Luxembourg, Malte, Norvège, Pays-Bas, Pologne, Portugal, Roumanie, Royaume-Uni, Suède, Suisse, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Gobio gobio</i> (L.) | 1953 | + | Espagne, Irlande, Portugal |
| <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes) | | - | Albanie, Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Chypre, Danemark, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Roumanie, Royaume-Uni, Slovaquie, Suède, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Labee rohita</i> (Hamilton-Buchanan) | 1966 | - | Belgique, France, Royaume-Uni |
| <i>Leucaspis delineaatus</i> (Heckel) | 1980 | + | Irlande |
| <i>Leuciscus cephalus</i> (L.) | | + | Pays-Bas, Royaume-Uni |
| <i>Leuciscus idus</i> (L.) | 1874 | + | Irlande |
| <i>Leuciscus leuciscus</i> (L.) | 1889 | + | Irlande |
| <i>Megalobrama terminalis</i> (Richardson) | 1963 | + | Albanie, Hongrie, Yougoslavie |
| <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson) | 1961 | + | Albanie, Allemagne, Hongrie, Roumanie, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Opsarichthys uncirostris amurensis</i> Berg | | | France, Italie |
| <i>Pachion pictus</i> | | + | France, Grèce, Hongrie |
| <i>Parabramis pekinensis</i> (Basilewsky) | 1963 | + | Albanie, Belgique, France |
| <i>Pimephales promelas</i> Rafinesque | 1983 | + | Allemagne, Belgique, France |

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|---|--------------|--------------|--|
| <i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel) | 1960 | + | Albanie, Allemagne, Autriche, Bulgarie, France, Grèce, Hongrie, Italie, Roumanie, Tchécoslovaquie, URSS, Yougoslavie |
| <i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch) | 1920 | + | Croatie, Italie, Royaume-Uni |
| <i>Rutilus rutilus</i> (L.) | Années 1700 | + | Chypre, Espagne, Grèce, Irlande, Italie |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.) | Années 1700 | + | Espagne, Italie, Irlande |
| <i>Trinca tinca</i> (L.) | Années 1700 | + | Albanie, Finlande, France, Irlande, Italie, Norvège, Portugal |
| CATOSTOMIDAE | | | |
| <i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque) | 1971 | - | Roumanie, URSS |
| <i>Ictiobus cyprinella</i> (Cuvier et Valenciennes) | 1971 | - | Bulgarie, Hongrie, Roumanie, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque) | 1971 | - | Roumanie, URSS |
| ICTALURIDAE | | | |
| <i>Ictalurus melas</i> (Rafinesque) | 1871 | + | Albanie, Allemagne, Belgique, Espagne, France, Hongrie, Italie, Irlande, Norvège, Pays-Bas, Royaume-Uni, Suisse |
| <i>Ictalurus natalis</i> (LeSueur) | 1906 | + | Italie |
| <i>Ictalurus nebulosus</i> (LeSueur) | 1885 | + | Allemagne, Autriche, Croatie, Espagne, Finlande, France, Hongrie, Irlande, Italie, Pays-Bas, Pologne, Roumanie, Royaume-Uni, Slovénie, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque) | 1968 | + | Belgique, Chypre, France, Hongrie, Italie, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie, URSS, Yougoslavie |
| CLARIIDAE | | | |
| <i>Clarias batrachus</i> (L.) | ? | - | Royaume-Uni |
| <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell) | 1974 | - | Chypre, Pays-Bas, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie |
| UMBRIDAE | | | |
| <i>Umbra krameri</i> Walbaum | 1925 | + - | Pologne, Royaume-Uni |
| <i>Umbra pygmaea</i> DeKay | 1913 | - | Allemagne, Belgique, France, Pays-Bas |
| SILURIDAE | | | |
| <i>Silurus glanis</i> L. | 1881 | + | Belgique, Croatie, Chypre, Danemark, Espagne, France, Italie, Royaume-Uni |
| PERCIDAE | | | |
| <i>Stizostedion lucioperca</i> (L.) | | | |
| <i>Stizostedion vitreum</i> (Mitchill) | | | |
| <i>Perca fluviatilis</i> L. | 1925 | - | Royaume-Uni |
| CENTRARCHIDAE | | | |
| <i>Ambloplites rupestris</i> (Rafinesque) | 1930 | + | France, Royaume-Uni |
| <i>Lepomis aurita</i> (L.) | 1895 | + | Allemagne, Italie |
| <i>Lepomis cyanella</i> Rafinesque | ? | - | Allemagne |
| <i>Lepomis gibbosus</i> (L.) | 1885 | + | Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Croatie, Espagne, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Portugal, Roumanie, Royaume-Uni, Slovénie, Suisse, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Micropterus dolomieu</i> Lacépède | 1873 | + | Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Finlande, France, Norvège, Royaume-Uni, Suède, Tchécoslovaquie |
| <i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède) | 1877 | + | Allemagne, Belgique, Chypre, Danemark, Espagne, Finlande, France, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Pologne, Portugal, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie, URSS, Yougoslavie |

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|--|--------------|--------------|---|
| ESOCIDAE <i>Esox lucius</i> L. | Années 1300 | + | Espagne, Irlande, Portugal |
| CYPRINODONTIDAE <i>Fundulus heteroclitus</i> | | + | Espagne, Portugal |
| POECLIIDAE <i>Gambusia affinis</i> (Baird et Girard) | 1921 | + | Albanie, Croatie, Espagne, France, Grèce, Hongrie, Italie, Portugal, Roumanie, Turquie, URSS, Yougoslavie |
| <i>Poecilia reticulata</i> (Peters) | 1963 | + | Albanie, Hongrie, Italie, Pays-Bas, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie |
| <i>Poecilia sphenops</i> Valenciennes | ? | + | Hongrie, Tchécoslovaquie |
| <i>Xiphophorus helleri</i> Heckel | ? | + | Hongrie, Tchécoslovaquie |
| PERCICHTHYIDAE <i>Morone saxatilis</i> (Walbaum) | 1965 | - | URSS |
| CICHLIDAE <i>Astronotus ocellatus</i> (Cuvier) | ? | - | Italie |
| <i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns) | Années 1940 | + | Portugal |
| <i>Oreochromis aureus</i> (Steindachner) | 1976 | + | Chypre, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters) | 1962 | + | Malte, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Oreochromis niloticus</i> (L.) | 1957 | - | Allemagne, Belgique, Chypre, Tchécoslovaquie |
| <i>Oreochromis urelepis hornorum</i> (Trewavas) | ? | - | Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Sarotherodon melanotheron</i> Rüppell | ? | - | URSS |
| <i>Tilapia guineensis</i> (Bleeker) | ? | - | URSS |
| <i>Tilapia mariae</i> (Boulenger) | ? | - | URSS |
| <i>Tilapia zillii</i> (Gervais) | 1925 | + | Royaume-Uni, URSS |
| ATHERINIDAE <i>Odonesthes bonariensis</i> Cuvier et Val | | + | Italie |
| COBITIDAE <i>Misgurnus fossilis</i> | | + | Croatie |
| GOBIIDAE <i>Barbatula barbatulus</i> (L.) | | + | Irlande |
| <i>Rhinogobius similis</i> Gill | 1961 | + | URSS |
| MUGILIDAE <i>Mugil soiyu</i> Basilewsky | 1972 | + | URSS |
| ELEOTRIDAE <i>Hypseleotris swinhonis</i> (Günther) | 1961 | + | URSS |
| <i>Percottus glehni</i> Dybowski | Années 1950 | + | URSS |
| ANABANTIDAE <i>Osphronemus goramy</i> Lacépède | ? | + - | Italie |
| CHANNIDAE <i>Channa argus warpachowskii</i> Berg | 1949 | + | Tchécoslovaquie, URSS |

Annexe 2

Translocations connues de poissons dans les eaux européennes. Introduction : date connue de première translocation. Reproduction : + effective ; - inefficace ; ? inconnue.

Appendix 2

Translocated fish taxa known from European waters. Reproductive status : + = established ; - = not established ; ? = unknown.

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|---|--------------|--------------|---|
| <i>Caspiomyzon wagneri</i> (Kessler) | 1968 | - | URSS |
| ACIPENSERIDAE | | | |
| <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt | 1968 | - | Finlande, Suède, URSS |
| <i>Acipenser ruthenis</i> L. | 1763 | + | Allemagne, Finlande, Pologne, Suède, URSS |
| CLUPEIDAE | | | |
| <i>Alosa fallax nilotica</i> | | | Italie |
| <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann) | ? | - | URSS |
| COREGONIDAE | | | |
| <i>Coregonus albula</i> (L.) | 1872 | + | Hongrie, Roumanie, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Coregonus autumnalis autumnalis</i> (Pallas) | 1960 | - | Tchécoslovaquie |
| <i>Coregonus muksun</i> (Pallas) | 1984 | - | Pologne |
| <i>Coregonus peled</i> Gmelin | ? | ? | URSS |
| <i>Stenodus leucichthys leucichthys</i> (Guldebstadt) | 1925 | - | URSS |
| SALMONIDAE | | | |
| <i>Salmo carpio</i> | | | Italie |
| <i>Salmo marmoratus</i> | | ? | Italie |
| <i>Hucho hucho</i> (L.) | 1888 | + | Tchécoslovaquie |
| <i>Salvelinus alpinus</i> | | + | France |
| THYMALLIDAE | | | |
| <i>Thymallus baicalensis</i> Dybowski | 1959 | - | Pologne, Tchécoslovaquie |
| CYPRINIDAE | | | |
| <i>Abramis ballerus</i> (L.) | 1957 | - | URSS |
| <i>Abramis brama</i> (L.) | 1932 | + | Espagne, URSS |
| <i>Alburnus albidus</i> | | + | Italie |
| <i>Alburnus alburnus alborella</i> | | + | Italie |
| <i>Barbus barbus</i> (L.) | 1956 | + | Royaume-Uni |
| <i>Barbus eques</i> | | + | Italie |
| <i>Barbus meridionalis</i> | | + | Italie |
| <i>Barbus plebejus</i> | | + | Italie |
| <i>Carassius auratus gibelio</i> | | + | Bulgarie, Roumanie, URSS |
| <i>Chondrostoma genei</i> | | + | Italie |
| <i>Chondrostoma nasus</i> | | + | Slovénie |
| <i>Chondrostoma soetta</i> | | + | Italie |
| <i>Cyprinus carpio</i> (L.) | | + | Roumanie |
| <i>Gobio benacensis</i> | | + | Italie |
| <i>Hemibarbus maculatus</i> Bleeker | | | URSS |
| <i>Hemiculter eigenmanni</i> (Jordan et Metz) | | | URSS |
| <i>Hemiculter leucisculus</i> (Basilewski) | | | URSS |
| <i>Leuciscus cephalus</i> (L.) | | + | Italie |
| <i>Leuciscus polytepis</i> | | + | Espagne |
| <i>Leuciscus souffia</i> Risso | ? | - | Espagne, Italie |
| <i>Phoxinus phoxinus</i> (L.) | | + | Italie |
| <i>Rhodeus sericeus amarus</i> | | + | Grèce |
| <i>Rutilus aula</i> | | + | Italie |

| Espèces | Introduction | Reproduction | Pays |
|---|--------------|--------------|--|
| <i>Rutilus rubilio</i> | | + | Italie |
| <i>Rutilus rutilus</i> (L.) | | + | Espagne, Italie |
| <i>Rutilus ylikiensis</i> | | + | Grèce |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | | + | Italie |
| <i>Tinca tinca</i> | | + | Grèce |
| <i>Vimba vimba</i> (L.) | 1957 | + | URSS |
| SILURIDAE | | | |
| <i>Silurus glanis</i> | | + | Slovénie |
| <i>Silurus aristotelis</i> | | | Grèce |
| PERCIDAE | | | |
| <i>Stizostedion lucioperca</i> (L.) | | + | Allemagne, Danemark, Grèce, Italie, Pays-Bas, Royaume-Uni, Tchécoslovaquie, URSS |
| <i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.) | | + | Royaume-Uni, Slovénie |
| ESOCIDAE | | | |
| <i>Esox lucius</i> | | + | Grèce, Italie |
| OSMERIDAE | | | |
| <i>Osmerus eperlanus</i> (L.) | 1932 | - | URSS |
| UMBRIDAE | | | |
| <i>Umbra krameri</i> Walbaum | 1925 | + | Pologne |
| GASTEROSTEIDAE | | | |
| <i>Gasterosteus aculeatus</i> L. | | + | Autriche, Hongrie, Italie, Tchécoslovaquie |
| <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler) | 1981 | + | URSS |
| <i>Pungitius pungitius</i> (L.) | ? | + | Autriche |
| SYNGNATHIDAE | | | |
| <i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald | ? | - | URSS |
| ATHERINIDAE | | | |
| <i>Atherina boyeri</i> | | + | Italie |
| <i>Atherina mochon pontica</i> Eichwald | | - | URSS |
| COBITIDAE | | | |
| <i>Cobitis taenia bilineata</i> | | + | Italie |
| <i>Sabanejewia larvata</i> | | + | Italie |
| MUGILIDAE | | | |
| <i>Liza aurata</i> (Risso) | 1930 | - | URSS |
| <i>Liza saliens</i> (Risso) | 1930 | - | URSS |
| <i>Mugil cephalus</i> L. | 1930 | - | URSS |
| GOBITIDAE | | | |
| <i>Knipowitschia panizzai</i> | | + | Italie |
| <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas) | 1970 | + | Hongrie |
| <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas) | ? | + | URSS |
| <i>Padogobius martensii</i> | | + | Italie |
| PLEURONECTIDAE | | | |
| <i>Platichthys flesus luscus</i> (Pallas) | 1902 | - | URSS |
| <i>Scophthalmus maeoticus</i> (Pallas) | 1930 | - | URSS |