

EXPLOITATION ET GESTION DÉMOGRAPHIQUE DES POISSONS D'EAU DOUCE EN ITALIE.

Marconato E.* , Badino G.** & Forneris G.***

* *Aquaprogram, Vicenza, Italia.*

** *Dipartimento di Biologia animale e dell'Uomo, Università di Torino, Torino, Italia.*

*** *Dipartimento di Produzioni animali, Epidemiologia ed Ecologia, Università di Torino, Torino, Italia.*

Résumé - La gestion des poissons des eaux intérieures italiennes a été conduite par le passé (et aujourd'hui encore) avec une méconnaissance générale des lois biologiques déterminant la structure et la dynamique des populations. Les repeuplements sont depuis longtemps considérés comme une règle et parfois comme une obligation pour les Administrations Publiques, visant à satisfaire au mieux les demandes des utilisateurs de la ressource: par le passé les pêcheurs professionnels, actuellement les pêcheurs sportifs. A partir du début de ce siècle, l'introduction d'espèces exotiques, notamment de l'Amérique du Nord, de l'Europe de l'Est et du bassin danubien, a provoqué de substantielles modifications au sein des communautés locales. Les faibles résultats obtenus par les repeuplements, parfois contre-productifs, ont créé les conditions et les stimulations pour affronter sur une base scientifiques les problématiques liées à la gestion des poissons. Aujourd'hui, des modèles mathématiques en mesure de décrire la structure et la dynamique des populations de poissons sont disponibles et des méthodes d'intervention ont été mises au point, permettant de rassembler les informations nécessaires à l'application des modèles susdits. L'exploitation des ressources aquatiques doit être gérée en appliquant les modèles s'inspirant du principe de l'emploi du "surplus" de production biologique, modèles qui ne prévoient pas des repeuplements. L'Association Italienne des Ichthyologistes d'Eau Douce (AIAD) a depuis longtemps édité un protocole de rédaction des plans de gestion des populations de poissons, connus sous le terme de "Carte Ittiche" (Cartes des poissons), à l'usage des ichthyologistes.

Abstract - **Exploitation and management of freshwater fish in Italy.** In Italy, inland fishery was managed in the past ignoring basic population ecology. Regular restocking programs have been carried out by Public Bodies as a duty. Their purpose was only to meet the requirements of fishermen. Since last century, the introduction of allochthonous species, mainly from U.S.A. and Eastern Europe, seriously modified and endangered local fish communities. Recently, negative and uncontrollable effects of restocking practices induced Regional Fishery Boards to face the inland fishery problems on a scientific basis. Today, some good mathematical models allow the fishery technicians to define the structure and dynamics of fish populations and to plan a sustainable exploitation of freshwater resources. Here, the authors suggest the way of applying such models to the Northern Italy freshwater systems. Since the Eighties, the Italian Freshwater Ichthyologist Association (A.I.I.A.D.) stated the methodologies to prepare a "Carta ittica" (Fishery Plan), as a tool to manage the freshwater fish populations.

Mots clés: Poissons d'eau douce, Pêche en eau douce, Gestion de la pêche, Ecologie de la pêche, Dynamique des populations, Structure des populations.

Key-words: Freshwater fish, Inland fisheries, Fisheries management, Fisheries ecology, Population dynamics, Population structure.

IBEX J. Mt. Ecol. 5: 229-242
ANTHROPOZOLOGICA 31: 229-242

1. Introduction

La gestion de la faune dans les eaux intérieures constitue un sujet extrêmement intéressant dans un pays comme l'Italie, caractérisé par un réseau hydrographique riche et hétérogène.

Un rapide examen de la manière dont a été menée la gestion de cette importante ressource naturelle, par le passé et encore aujourd'hui, montre que l'on est plutôt loin d'une

gestion correcte et rationnelle, finalisée à une utilisation optimale de la ressource garantissant à la fois sa conservation et son renouvellement continu.

Une grande partie des effets négatifs que les différentes opérations de gestion ont engendré chez les communautés de poissons dans les différents milieux d'eau douce est essentiellement due à une méconnaissance générale du fonctionnement des écosystèmes naturels, notamment des lois biologiques déterminant la structure et la dynamique des populations des différentes espèces de poissons.

Aujourd'hui, des modèles mathématiques en mesure de décrire de façon satisfaisante la structure et la dynamique d'une population de poissons sont disponibles et des méthodes et des techniques d'intervention ont été mises au point, permettant de rassembler les informations nécessaires à l'application des modèles susdits. Cependant, le tableau général de la faune des eaux en Italie empire encore progressivement, même si probablement le processus est moins rapide que par le passé. Les raisons qui expliquent cette situation sont essentiellement au nombre de deux: 1) du point de vue politique, il semble manquer une vision rationnelle quant à l'utilisation d'une ressource naturelle renouvelable, 2) du point de vue technique, on est face à des analyses concernant la faune piscicole et l'environnement, dépourvues d'un support de connaissances approprié et pauvres en méthodologies.

2. La gestion actuelle de la faune des eaux et ses changements dans le cadre national

L'exploitation rationnelle d'une population de poissons ne peut que se fonder sur sa capacité de se renouveler continuellement, en gardant ses caractéristiques génétiques. Au contraire, dans la réalité italienne, on a donné la priorité aux objectifs de type "politique", visant à satisfaire au mieux les demandes des utilisateurs de la ressource: par le passé les pêcheurs professionnels, pour ce qui est des espèces les plus demandées par le marché; actuellement les pêcheurs sportifs, à la suite

de la forte diminution de la pêche professionnelle et la nette augmentation de la pêche sportive.

La solution était et est encore de procéder aux repeuplements avec des poissons de différentes provenances et de différentes qualités. Cette pratique est depuis longtemps considérée comme une règle et parfois comme une obligation pour les Administrations Publiques.

Les repeuplements dans les eaux intérieures italiennes ont commencé bien avant que la ressource "poisson" ne connaisse l'exploitation commerciale à laquelle elle a été soumise plus récemment. L'introduction et l'acclimatation de la carpe (*Cyprinus carpio*), qui a eu lieu au temps des Romains ou encore celles du poisson rouge (*Carassius auratus*) autour de l'an 1700 constituent des exemples célèbres dans l'histoire. A une époque plus récente, notamment au début de ce siècle, on a assisté à une véritable invasion d'espèces allochtones pour l'Italie, au début d'origine nord-américaine et maintenant eurasiatique surtout.

Les raisons de l'introduction de ces poissons ont été des plus variées, qu'elles soient liées aux aspects de production et d'élevage ou aux aspects plus proprement ludiques et sportifs. C'est une motivation bien particulière qui est à l'origine de l'introduction de la gambusie (*Gambusia holbrooki*, d'après Gandolfi *et al.*, 1991), que l'on trouve à présent pratiquement dans toutes les eaux de plaine en Italie et qui a d'abord été introduite dans la plaine pontine au début du siècle (1922), pour combattre la malaria à travers la lutte contre les larves de moustiques.

Au cours des deux premières décennies du siècle, les deux Centres ichtyogéniques nationaux (celui de Brescia pour le nord de l'Italie et celui de Rome pour le Centre-Sud de l'Italie) se chargèrent de distribuer sur tout le territoire national le matériel ichtyologique qu'ils avaient produit, bien qu'il manquât les données de base nécessaires pour opérer rationnellement. Et voilà alors l'apparition et la diffusion rapide de différentes espèces allochtones d'origine nord-américaine,

par exemple de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), introduite pas uniquement dans les eaux adaptées aux salmonidés, avec, dans certains cas, la constitution de populations sauvages; du black-bass à grande bouche (*Micropterus salmoides*), des poissons-chat (*Ictalurus* sp.), de la perche soleil (*Lepomis gibbosus*), du saumon de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). A ces espèces il faut ajouter enfin les corégones d'origine transalpine (*Coregonus* sp.).

L'introduction de ces poissons a tout de suite provoqué de substantielles modifications au sein des communautés locales (Bianco, 1989), mais ceci n'a pas influé sur la mentalité de gestion des responsables et des opérateurs de l'époque. Même après, dans les années 70, quand la gestion de la faune des eaux a été déferée aux Régions et déléguée aux Provinces, le "modus operandi" n'a pas changé. Une seconde invasion d'espèces originaires notamment de l'Europe de l'Est et du bassin danubien a fait son apparition: la brème commune (*Abramis brama*), le gardon (*Rutilus rutilus*), le pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), la bouvière (*Rhodeus sericeus*), la grémille (*Gymnocephalus cernuus*) et le silure (*Silurus glanis*).

Le tab. 1 fournit la liste des espèces présentes dans les eaux douces italiennes (Gandolfi *et al.*, 1991). Le nombre d'espèces allochtones, à dynamique de population relativement rapide, est désormais presque équivalent à celui des espèces indigènes (voir: Crivelli & Maitland, 1995).

Outre l'introduction d'espèces allochtones, il y a eu également la transplantation d'espèces endémiques dans des secteurs géographiques différents (Zerunian, 1992): c'est ainsi que certaines espèces présentes dans le bassin toscano-latin sont actuellement en danger d'extinction, en raison des repeuplements avec d'espèces concurrentes venant du bassin oriental du Pô (Bianco, 1987, 1989).

Ce n'est que depuis dix ou vingt ans que certaines administrations publiques ont commencé à se doter des supports de connaissance nécessaires pour adapter la gestion des ressources en

poisson aux réalités locales. Malgré cela, malheureusement, on effectue encore dans de nombreuses zones des opérations peu rationnelles qui, grâce aussi au réseau de connexions hydrauliques naturelles et artificielles existantes, font sentir leurs effets négatifs sur des territoires de plus en plus vastes: par exemple, 1) les très récentes introductions d'espèces allochtones comme le barbeau commun (*Barbus barbus*), le nase (*Chondrostoma nasus*), le channel catfish (*Ictalurus punctatus*), en mesure de constituer des populations naturelles sauvages ou 2) les découvertes en eaux libres de poissons exotiques africains comme *Tilapia* sp. et *Clarias* sp, ou sudaméricains comme *Colossoma* sp.

Ceci dit, il nous semble important de signaler qu'il y a des opérations de gestion dont les effets doivent nous faire réfléchir. Un cas qui probablement peut aussi être généralisé à d'autres secteurs territoriaux italiens est celui qui a été relevé dans les eaux à salmonidés du Frioul-Vénétie Julienne (Stock *et al.*, 1992). On a constaté une corrélation fortement négative entre effort de repeuplement et rendement de la pêche: en augmentant la quantité d'ensemencement le rendement en termes de capture diminue proportionnellement (Fig. 1). Tout ceci prouve l'absurdité de ce modèle de gestion, qui n'utilise pas du tout les capacités de production naturelles et représente un gaspillage économique considérable.

Un deuxième exemple de gestion peu avisée provient de récentes observations effectuées sur les lacs d'Iseo (Marconato *et al.*, 1992-98) et de Viverone près de Turin (Badino, données non publiées). Dans ces cas, on peut voir l'effet négatif sur l'abondance de la perche (*Perca fluviatilis*), causé par l'activité de repeuplement effectuée avec des larves de corégone (*Coregonus lavaretus*), espèce très demandée sur le marché. La figure 2 illustre la corrélation négative qui existe entre la quantité de corégones introduits et le nombre de pontes de la perche dans le lac d'Iseo. L'hypothèse la plus plausible actuellement est qu'il s'agit du résultat indirect de

Espèces autochtones

Acipenser naccarii
Acipenser sturio
Alburnus albidus
Alburnus alburnus alborella
Alosa fallax
Anguilla anguilla
Barbus meridionalis
Barbus plebejus
Chondrostoma genei
Chondrostoma soetta
Cobitis taenia
Cottus gobio
Esox lucius
Gasterosteus aculeatus
Gobio gobio
Huso huso
Knipowitschia punctatissimus
Leuciscus cephalus
Leuciscus lucumonis
Leuciscus souffia
Lota lota
Orthrias barbatulus
Padogobius martensii
Padogobius nigricans
Perca fluviatilis
Phoxinus phoxinus
Rutilus erythrophthalmus
Rutilus pigus
Rutilus rubilio
Sabanejewia larvata
Salaria fluviatilis
Salmo (trutta) macrostigma
Salmo (trutta) marmoratus
Salmo (trutta) trutta
Salmo carpio
Salmo fibreni
Salvelinus alpinus
Scardinius erythrophthalmus
Thymallus thymallus
Tinca tinca

Espèces allochtones

Abramis brama
Acipenser transmontanus
Barbus barbus
Carassius auratus
Carassius carassius
Chondrostoma nasus
Clarias sp.
Colossoma sp.
Coregonus lavaretus
Coregonus oxyrinchus
Ctenopharyngodon idella
Cyprinus carpio
Gambusia holbrokii
Gymnocephalus cernuus
Hypophthalmichthys molitrix
Aristichthys nobilis
Ictalurus melas
Ictalurus nebulosus
Ictalurus punctatus
Lepomis gibbosus
Micropterus salmoides
Odontestes bonariensis
Oncorhynchus mykiss
Pseudorasbora parva
Rhodeus sericeus
Rutilus rutilus
Salvelinus fontinalis
Silurus glanis
Stizostedion lucioperca
Tilapia sp.

Tab. 1 - Liste des espèces indigènes (autochtones) et exotiques (allochtones) des poissons du réseau hydrographique italien (modifié d'après Gandolfi *et al.*, 1991).

la compétition alimentaire entre alborella (*Alburnus a. alborella*) et corégone: le corégone, espèce zooplanctonophage obligée, a fortement réduit l'abondance de la population locale d'alborella, autre espèce de plus petites dimensions qui se nourrit de zooplancton. Pour sa croissance, la perche utilise comme poisson fourrage l'alborella (Goldspink *et al.*, 1979; Thorpe, 1977),

donc elle a subi elle aussi une rapide diminution et ne peut survivre que grâce au cannibalisme qui caractérise, les situations d'insuffisance de nourriture (Thorpe, 1977; Le Cren *et al.*, 1977). La prédation excessive du corégone sur le zooplancton herbivore (surtout cladocères et gros copépodes) a causé une autre conséquence environnementale, en entraînant une augmentation des algues

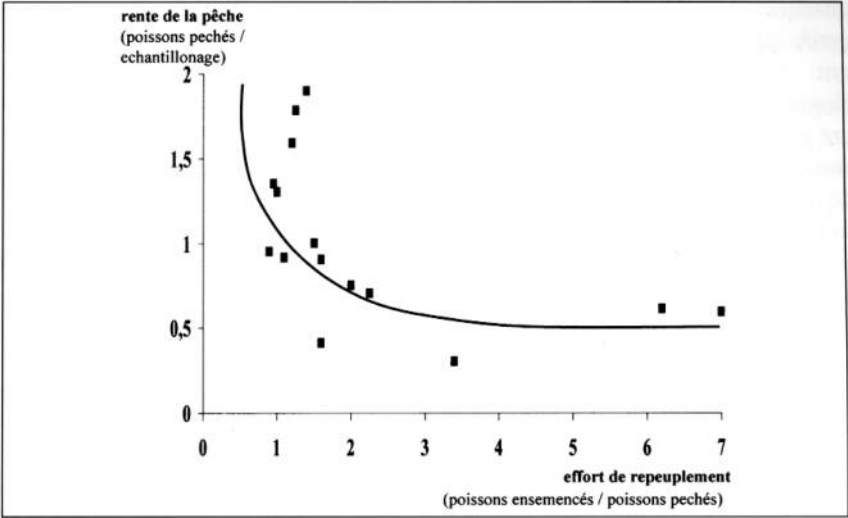


Fig. 1 - Rendement de la pêche en fonction de l'effort de repeuplement dans les eaux à salmonidés du Frioul-Vénétie Julienne. Le nombre de prises décroît significativement à fur et à mesure que l'effort de repeuplement augmente (Stock *et al.*, 1992).

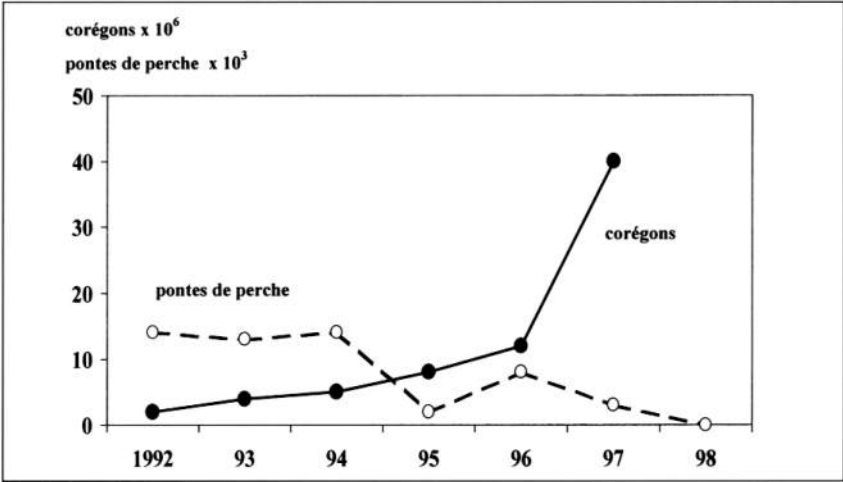


Fig. 2 - Corrélation négative entre l'effort de repeuplement par des alevins de corégone et le succès de ponte de la perche dans le lac d'Iseo (Italie du Nord) (Marconato *et al.*, 1992-98).

et la perte de transparence des eaux, constatée dans le lac d'Iseo ces dernières années.

3. Méthodologies d'étude pour la gestion démographique des poissons

Les faibles résultats obtenus par les repeuplements, parfois contre-productifs, ont créé les conditions et les stimulations pour la définition d'enquêtes préliminaires de connaissance, indispensables pour affronter sur une base scientifique les problématiques liées à la gestion des poissons. Les objectifs principaux de ces enquêtes concernent la collecte d'informations démoeécologiques relatives à l'abondance, à la structure et à la dynamique des populations de poissons. L'abondance d'une espèce dépend de différents facteurs, mais essentiellement du bilan entre la natalité et la mortalité et de la disponibilité de ressources alimentaires. Ceci est normalement exprimé à travers le modèle logistique, bien connu, de Verhulst (1838) décrivant la croissance de la population en fonction de sa densité (Pitcher & Hart, 1982). La valeur asymptotique de la courbe logistique reflète la disponibilité de ressources (Nikolskii, 1969).

Nous savons que ce modèle est, sous de nombreux aspects, peu réaliste et qu'aucune population animale ne reste longtemps en équilibre, mais se "déplace" autour d'un point d'équilibre, qui n'est pas fixé et qui dépend, lui aussi, de la variation continue des conditions du milieu. Malgré cela, le modèle logistique est encore utilisé pour comprendre et prévoir les dynamiques des populations.

Indépendamment de la capacité du modèle logistique à décrire en détail la dynamique de population, ce qui intéresse pour définir un programme de gestion approprié est l'acquisition de bonnes informations concernant la structure de la population que l'on veut gérer. La structure de population peut être définie par quatre paramètres: densité, biomasse, âge des individus et sex-ratio.

A l'aide de ces paramètres, il est possible d'obtenir une "photographie" de la population à un moment donné.

4. Estimation de l'abondance

Différentes techniques peuvent être utilisées pour estimer la densité d'une population de poissons. Les deux méthodologies les plus utilisées sont la méthode classique de capture et recapture de Petersen (1896) et la méthode des captures successives ("Removal method"). La méthode de Petersen, comme on le sait, se base sur la thèse que la fraction de poissons marqués recapturés au sein d'un échantillon casuel correspond au rapport entre le nombre total d'individus marqués auparavant et le nombre d'individus composant toute la population. D'habitude, le nombre d'effectifs estimé est inférieur au nombre réel. Cet écart est négligeable ou de toute façon très petit quand le nombre de poissons échantillonnés et marqués est suffisamment élevé (Robson & Regier, 1964; Van Den Avyle, 1993). L'applicabilité de la méthode de Petersen est conditionnée par le respect d'une série de conditions, en particulier que la population soit fermée et sa densité constante (Gatz & Loar, 1988).

Dans la plupart des cas dans la nature, on doit opérer avec des populations ouvertes, c'est à dire qu'elles peuvent augmenter numériquement à cause du recrutement et de l'immigration ou diminuer à cause de l'émigration et de la mortalité. La méthode générale pour estimer la dimension d'une population ouverte est la méthode décrite par Jolly (1973) et Seber (1973). Il s'agit d'un modèle stochastique qui fournit aussi des estimations de survivance et de mortalité. Cette méthode peut être utilisée quand les données sur les recaptures sont disponibles pour un nombre répété d'échantillons.

Un modèle de type déterministe pour estimer la dimension d'une population ouverte est celui de Bayle (1951), dit Triple Catch Method, basé sur trois captures et marquages successifs. A l'aide des données obtenues, il est possible de calculer le nombre total de poissons présents et l'on peut également obtenir des estimations sur la mortalité et le recrutement. Les techniques de marquage et de recapture sont toutefois lentes et difficiles à appliquer,

alors que la gestion moderne des ressources de poissons demande des méthodes simples et rapides. Les méthodes rapides utilisées pour déterminer l'abondance d'une population de poissons s'inspirent de la "Removal method", basée sur la relation entre quantité de captures et effort appliqué (Beverton & Holt, 1957) et, en particulier, sur le principe que, pour un effort de capture déterminé, le nombre d'individus capturés est proportionnel au nombre d'individus présents dans la population. En définissant par C.P.U.E. (Catch Per Unit of Effort) le nombre de poissons capturés par unité d'effort, sa valeur sera proportionnelle au nombre de poissons présents dans la population au temps t :

$$CPUE_t = qN_t$$

où q représente le coefficient de capturabilité. En prenant K_i comme le nombre total de poissons capturés dans des échantillonnages successifs, des estimations de l'abondance de la population peuvent donc facilement s'obtenir par interpolation d'une série de points identifiés par des couples de valeurs de CPUE contre K . Le nombre d'effectifs est identifié par l'intersection de la droite de régression avec l'axe K (Fig.4).

Cette méthode est connue comme la méthode de Leslie (Leslie & Davis, 1939; Regier &

Robson, 1967; Ricker, 1975). L'estimation est plus correcte si les différentes classes d'âge sont comptées séparément (Fig.3).

La méthode la plus fréquemment utilisée aujourd'hui en Italie pour rassembler des informations de densité sur les populations de salmonidés est analogue à la précédente, même si elle se base sur des statistiques binomiales: cette méthode, connue sous le nom de méthode de Moran-Zippin (Moran, 1951; Zippin, 1956; Seber & Le Cren, 1967) demande que l'effort de capture soit maintenu constant.

Les erreurs dans l'estimation dépendent presque toujours du fait que toutes les méthodes de capture (à part les méthodes destructrices) présentent un certain degré de sélectivité. La pêche électrique, l'un des systèmes les plus utilisés actuellement parmi les biologistes de la pêche d'eau douce, est plus efficace vis-à-vis des exemplaires de grandes dimensions (Mahon, 1980; Bohlin *et al.*, 1982; Serns, 1982; Marconato *et al.*, 1989; Edwards *et al.*, 1997), impliquant de fait une probabilité différente de capture entre les individus qui composent la population.

La figure 4 montre la relation entre la longueur moyenne des truites et la probabilité de capture, obtenue en fonction des données collectées sur 125 groupes d'âge observés dans 5 bassins de montagne de la

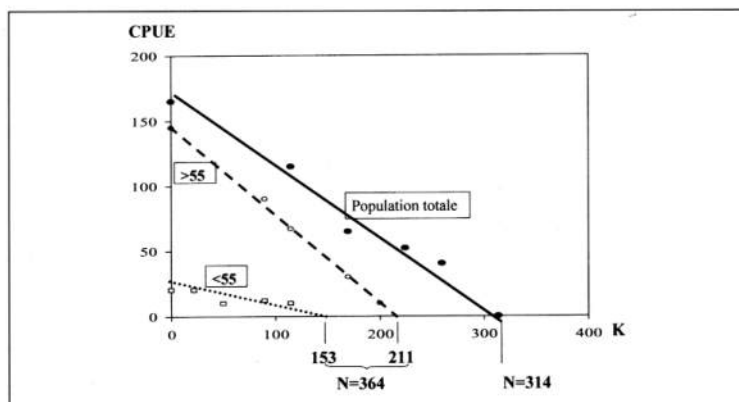


Fig. 3 - Fonction linéaire entre le nombre de poissons capturés par unité d'effort de pêche (CPUE) et le nombre total de poissons capturés dans des prises successives (K). Le nombre d'effectifs est identifié par l'intersection de la droite avec l'axe "x". L'estimation est plus correcte si les différentes classes de longueur (<55 mm et >55 mm) sont comptées séparément.

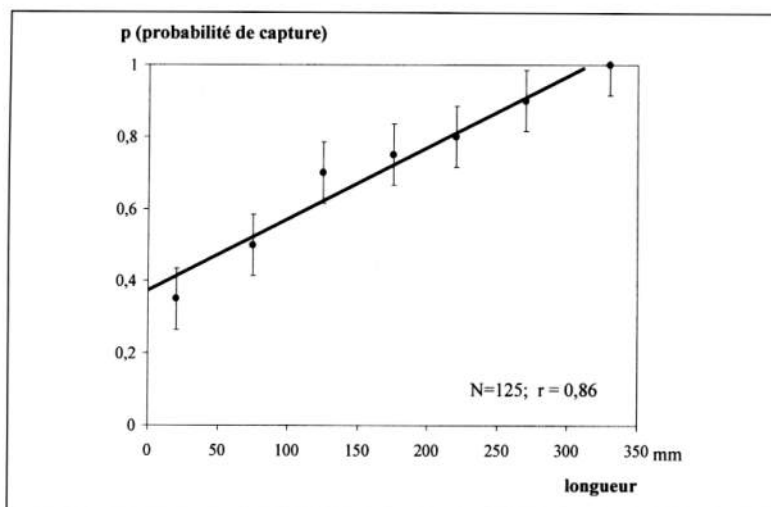


Fig. 4 - Relation entre la longueur de la truite et la probabilité de capture avec l'électropêche: les exemplaires plus long sont plus facilement capturables. Les données ont été collectées sur 125 groupes d'âge observés dans 5 bassins de montagne de la province de Vicence (Italie du Nord) (Marconato *et al.*, 1989).

province de Vicence (Marconato *et al.*, 1989). Une solution à cet inconvénient réside dans l'estimation séparée par classes d'âge ou par classes dimensionnelles (De Lury, 1947; Marconato, 1989).

Pour évaluer la validité de la méthode des captures successives, Mahon (1980) a effectué une série d'enquêtes approfondies sur le terrain et est arrivé à la conclusion que la méthode n'est pas satisfaisante pour des enquêtes sur des communautés comprenant de nombreuses espèces, tandis qu'elle est fiable si elle est appliquée à des analyses concernant une espèce seulement, mieux encore si elle est de moyennes-grandes dimensions (erreur inférieur au 10% selon Penczak, 1981). Il est évident que l'expérience des techniciens peut réduire de façon substantielle ce type d'erreur.

Le problème qui se pose ensuite est d'extrapoler les données de densité et de biomasse rassemblées dans les zones échantillon, généralement assez limitées, à tout le milieu que l'on veut gérer et qui est bien plus vaste, comme un cours d'eau de plusieurs kilomètres de long.

Dans tous les milieux aquatiques, on obser-

ve que la distribution des poissons dépend de leurs dimensions et de la morphologie du cours d'eau (Mahon & Portt, 1985; Maio *et al.*, 1989). La figure 5 montre la ségrégation par taille des salmonidés relevée dans un petit cours d'eau de montagne de la province de Vicence en fonction des typologies environnementales présentes (Marconato, 1989).

La forte influence du milieu sur la distribution de la population résidente implique que le choix au hasard des zones échantillon pourrait mener à de grosses erreurs dans les estimations finales: il est donc nécessaire que les zones soient choisies de façon à représenter le mieux possible le cours d'eau. On a constaté que l'on obtient une augmentation de précision dans les estimations si les secteurs échantillon sont choisis en opérant une stratification préliminaire sur la base d'une variable prédictive (*par ex.* séquence "riffle-run-pool").

Une fois qu'on a obtenu la valeur relative à la densité on dispose évidemment de la valeur relative à la biomasse des poissons aussi (en pesant tous les poissons capturés et en appliquant les mêmes statistiques utilisées pour la densité).

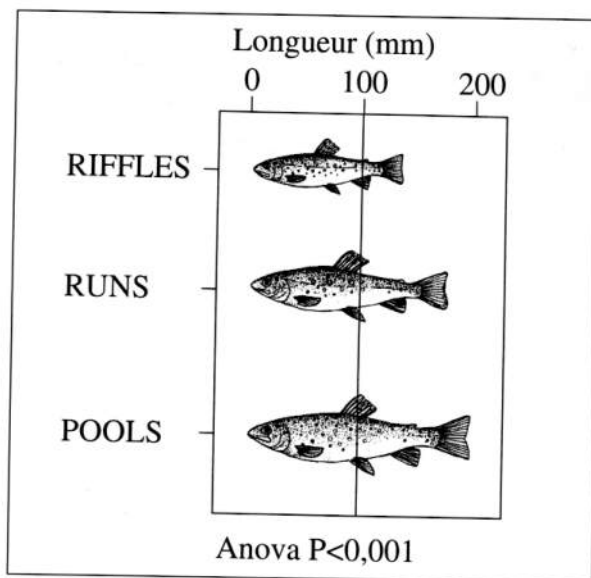


Fig. 5 - Ségrégation par taille des truites en fonction de la typologie du milieu, dans les trois habitats principaux d'un petit cours d'eau de montagne en province de Vicence.

5. La sex-ratio

Il n'y a guère de données disponibles quant à la sex-ratio des populations de poissons d'eau douce, mais les rares travaux qui se sont penchés sur cet aspect incitent à penser que normalement chez les populations naturelles ce rapport est proche de 1 (Marconato, 1984; Confortini, 1990; Prodam, 1996). Dans une population de chevaines (*Leuciscus cephalus cabeda*) du Pô, on a mesuré un rapport femelles/mâles de 1,77 (Vitali & Braghieri, 1984), valeur expliquée par la plus grande longévité des femelles.

La sex-ratio peut d'autre part se révéler très altérée pendant certaines périodes de l'année ou localement pour certaines espèces. Par exemple, des échantillonnages de tanches (*Tinca tinca*), obtenus dans le lac d'Iseo pendant la période de reproduction, conduisent à des valeurs de sex-ratio fortement déplacées en faveur des mâles (chez la tanche les nageoires ventrales des mâles sont plus grandes). Cela est dû au fait que normalement plusieurs mâles participent et luttent pour la fécondation des oeufs d'une seule femelle; au contraire, des estimations effec-

tuées sur le nombre total de tanches capturées annuellement par la pêche professionnelle dans le même lac montrent une sex-ratio très proche de la parité (Marconato *et al.*, 1995 - 98).

6. Les classes d'âge

Les méthodes les plus utilisées par les ichthyologistes pour la détermination de l'âge des poissons d'eau douce des zones tempérées se basent sur la vitesse différente de croissance entre l'hiver et l'été, qui dans ces organismes hétérothermes se reflète directement sur l'accroissement des parties osseuses de l'animal. Les structures osseuses les plus utilisées sont les écailles et les os operculaires. On utilise aussi les otolithes, petites concrétions calcaires qui se localisent dans le système de l'oreille interne (Bagenal, 1974; Craig, 1985; Summerfelt & Hall, 1987) (Fig. 6 et 7). Sans entrer dans les détails et dans les limites des différentes méthodologies, en général la classe d'âge d'appartenance est déterminée en fonction de la déposition, différente selon la saison, du matériel nécessaire pour l'accroissement des différentes structures osseuses et du carbonate de cal-

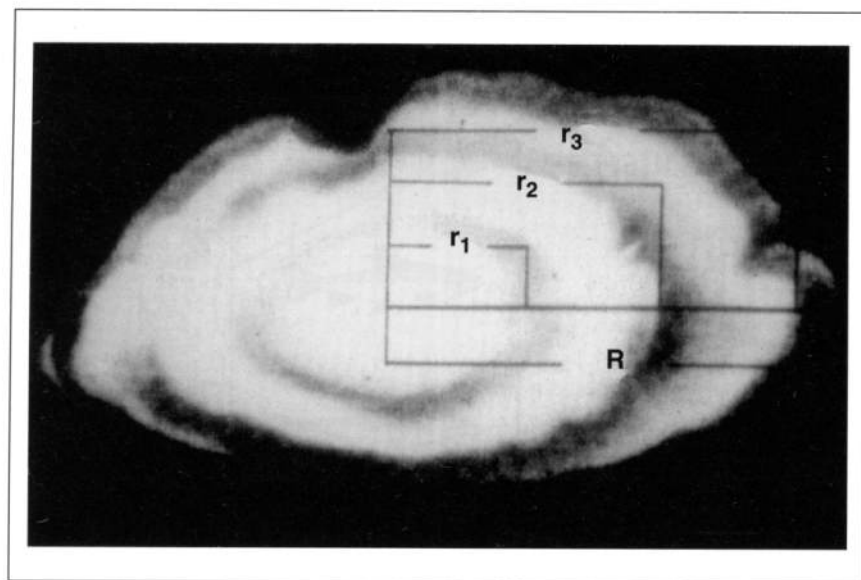


Fig. 6 - Un otolith en section, montrant les anneaux accroissement annuel. R est le rayon de l'otolith au moment de la capture; r_1 , r_2 et r_3 sont respectivement les rayons à l'âge d'un, deux et trois ans.

cium pour les otolithes. Du point de vue de la gestion, déterminer l'âge des poissons est particulièrement important. Alors que dans d'autres groupes d'animaux, comme les mammifères et les oiseaux, nous pouvons distinguer une phase juvénile de croissance pondérale et un stade adulte où les variations pondérales sont minimales ou nulles, chez les poissons la croissance est théoriquement indéfinie et il y a presque toujours une étroite corrélation entre dimension et âge de l'individu.

7. Proposition pour une bonne gestion démographique de la faune des eaux

La proposition que les techniciens peuvent offrir pour éviter d'autres dégradations des communautés de poissons, vu que la biologie de la pêche dispose aujourd'hui des techniques pour collecter les informations nécessaires, est l'application de modèles s'inspirant du principe de l'emploi du "surplus" de production (Fig. 8), modèles qui ne prévoient pas d'opérations comme les repeuplements (Beverton & Holt, 1957; Nikolskii, 1969; Waugh, 1979; Cushing, 1981; Gulland, 1988). Une population de pois-

sons, comme celles d'autres animaux, produit beaucoup plus de progéniture que celle nécessaire pour se maintenir, et aurait tendance à croître plus que ce que le permettent les ressources de l'environnement. A la disponibilité des ressources la population s'adapte continuellement en modifiant surtout les taux de mortalité dans les différentes classes d'âge: de cette façon une population peut réagir promptement à des situations environnementales critiques et récupérer dans des délais relativement brefs la densité optimale. Cela signifie qu'une portion de la population peut être prélevée sans qu'il n'y ait d'effets sur sa survie.

Dans la figure 8 la ligne droite O - C représente une situation hypothétique, où le nombre des descendants augmente proportionnellement au nombre d'adultes reproducteurs. La ligne courbe indique que le nombre de descendants augmente dans la réalité plus rapidement que celui des reproducteurs et cette relation continue jusqu'à ce que la biomasse des reproducteurs commence à se rapprocher de la capacité ichtyogénique de l'environnement.

La partie de la courbe qui décline (A - C)

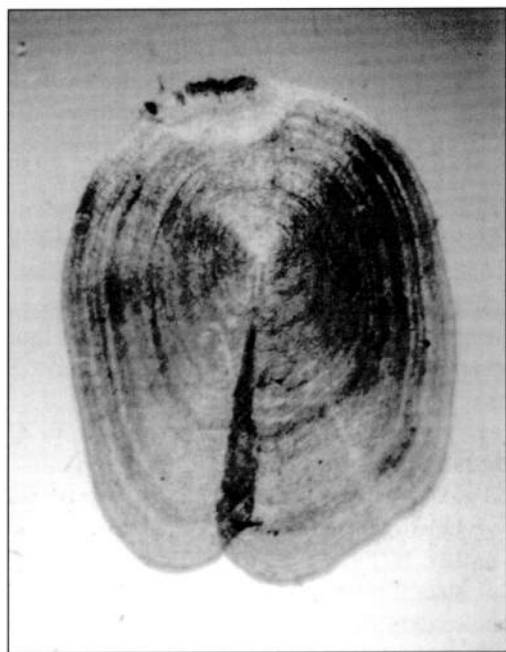


Fig. 7 - L'écaille d'un brochet dont est possible déterminer l'âge avec précision en comptant les anneaux d'accroissement annuel.

indique qu'en augmentant le nombre de reproducteurs on obtient une augmentation toujours plus réduite de la progéniture. Au point C on atteint la valeur de la capacité limite du milieu: à ce point les reproducteurs et les descendants sont en équilibre.

S'il n'y a pas prélèvement, la biomasse d'une population se stabilise sur la valeur de la capacité limite du milieu (C). Quand commence la pêche (on se déplace vers la gauche de la courbe) la population répond en augmentant sa descendance (la mortalité dans les stades juvéniles baisse). Cette hausse est graphiquement représentée par la différence entre la ligne droite et la ligne courbe. La hausse maximale se trouve au point A, qui représente la distance maximale (ligne A - B) entre les deux lignes. Ce point sur la courbe coïncide avec la valeur maximale de surplus de production pour cette population hypothétique.

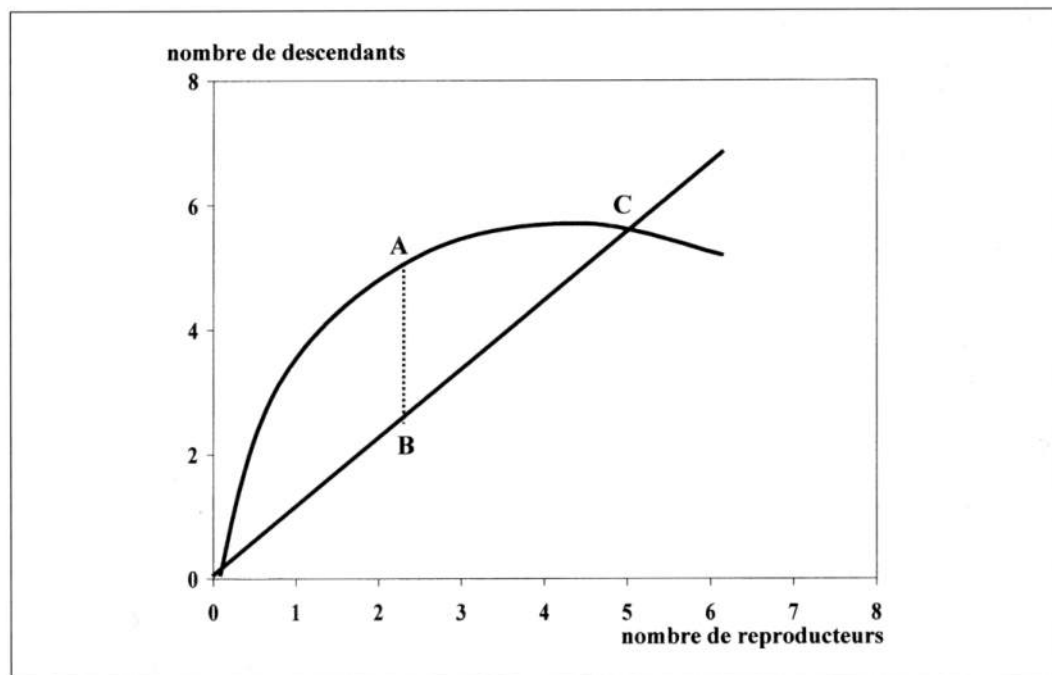


Fig. 8 - Modèle graphique s'inspirant du principe de l'exploitation du surplus de la production des poissons (voir l'explication dans le texte).

Prélever un nombre encore supérieur de poissons (en se déplaçant encore plus à gauche du point A sur la courbe) comporte une perte de production et implique souvent une augmentation du nombre d'événements reproductifs nécessaires pour récupérer naturellement la situation d'origine.

8. Conclusions

En l'état actuel des choses, nombreux sont les cas, notamment dans les eaux à salmonidés, où le prélèvement va bien au-delà des limites citées, fait qui oblige les responsables à effectuer des repeuplements pour garantir la satisfaction des pêcheurs. En général, une mentalité déformée s'est créée chez les responsables, c'est pourquoi souvent les repeuplements sont effectués sans qu'il y en ait réellement besoin, comme cela a lieu dans les eaux à cyprinidés, où la pression de la pêche est normalement inférieure au surplus de production.

Par ailleurs, on assiste à la prolifération de documents techniques qui, tout en ne disposant que des données qualitatives concernant les populations de poissons, contiennent des programmes annuels de repeuplements sur de vastes réseaux hydrographiques, avec des coûts économiques et environnementaux très importants. Ces documents, où la vision politico-sociale du problème se mélange avec une vision plus purement technique, n'explicitent et ne motivent pas clairement les nécessités des repeuplements. Donnons comme exemple les plans d'ensemencement, basés sur le simple calcul de la densité optimale théorique par surface de cours d'eau, calculée uniquement avec des méthodes cartographiques, sans tenir compte de la capacité limite réelle du milieu. Tout cela laisse craindre qu'une gestion rationnelle de nos communautés de poissons soit encore plutôt longue à venir.

Pour remédier à ces inconvénients importants, l'Association Italienne des Ichtyologistes d'Eau Douce - AIAD, a depuis longtemps édité un protocole de rédaction de plans de gestion des populations de poissons, connus

également sous le terme de "Carte Ittiche" (Cartes des poissons), à l'usage des ichtyologistes. Ce document spécifie les méthodologies d'enquête pour la préparation des Cartes des poissons de premier et de second niveau, entendant par ces termes le niveau régional ou provincial et le niveau de bassin. Malgré tout, encore trop souvent dans la réalité de la gestion italienne, les techniciens eux-mêmes préfèrent opérer davantage en fonction de la satisfaction de l'utilisateur que pour la sauvegarde de la faune des eaux.

RÉFÉRENCES

- BAGENAL T.B. (1974) - *The ageing of fish*. Unwin Brothers, London.
- BAILEY N.T.J. (1951) - On estimating the size of mobile populations from recapture data. *Biometrika*, 38: 293-306.
- BEVERTON R.J.H., & Holt, S.J. (1957) - On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Min. Agr. and Fish. *Fish. Invest. Ser.* 2, 19.
- BIANCO P.G. (1987) - L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Biologia e gestione dell'ittiofauna autoctona, Atti II Conv. Naz. A.I.I.A.D.*: 41-65.
- BIANCO P.G. (1989) - I pesci d'acqua dolce delle aree extra-padane d'Italia: una catastrofe naturalistica causata dagli interventi dell'uomo. *Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati*, Brescia 6-9 aprile 1989.
- BOHLIN T., DELLEFORS C., & FAREMO U. (1982) - Electro-fishing for salmonids in small streams - Aspects of the sampling design. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 60: 19-24.
- CONFORTINI I. (1990) - *Accrescimento e biologia del pesce persico, Perca fluviatilis L., nel bacino del F. Po*. Tesi di laurea in Scienze biologiche, Facoltà di Scienze MM. FF. NN., Università di Parma, 107 pp.
- CRAIG J.F. (1985) - Ageing in fish. *Can. J.*

- Zool., 63: 1-8.
- CRIVELLI A.J., & MAITLAND P.S. (1995). Endemic freshwaterfishes of the Northern Mediterranean Region. *Biol. Conserv.*, 72: 121-337.
- CUSHING D.H. (1981). *Fisheries Biology. A Study in Population Dynamics*. The University of Wisconsin Press, 295 pp.
- DE LURY D.B. (1947) - On the estimation of biological population. *Biometrics*, 3: 145-167.
- EDWARDS C.M., DRENNER R.W., GALLO K.L. & RIEGER K.E. (1997) - Estimation of population density of largemouth bass in ponds by using mark-recapture and electrofishing catch per effort. *North American Journal of Fisheries Management*, 17: 719-725.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI, P., & MARCONATO A. (1991) - *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 620 pp.
- GATZ A.J., & LOAR J.M. (1988) - Petersen and removal population size estimates: combining methods to adjust and interpret results when assumptions are violated. *Env. Bio. Fish.*, 21: 293-307.
- GOLDSPINK C.R., & GOODWIN D. (1979) - A note on the age composition, growth rate and food of perch (*Perca fluviatilis* L.) in four eutrophic lakes, England. *J. Fish. Biol., London*, 14: 489-505.
- GULLAND J.A. (1988) - *Fish population Dynamics. The Implications for Management*. Ren. Res. Ass. Gr., Imperial College of Science and Technology, London, U.K., 409 pp.
- JOLLY G.M. (1965) - Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stockstochastic mode. *Biometrika*, 52: 225-248.
- LESLIE P.H., & DAVIS D.H.S. (1939) - An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. Anim. Ecol.*, 8: 94-113.
- LE CREN E.D., KIPLING C., & MC CORMACK J.C. (1977) - A study of the numbers, biomass and year-class strengths of perch (*Perca fluviatilis* L.) in Windermere from 1941 to 1966. *J. Anim. Ecol.*, 46: 281-307.
- MAHON R. (1980) - Accuracy of catch-effort methods for estimating fish density and biomass in streams. *Biol. Fish.*, 5: 343-360
- MAHON R., & PORTT C.B. (1985) - Local size related segregation of fishes in streams. *Arch. Hydrobiol.*, 103: 267-271.
- MAIO G., SALVIATI S., MARCONATO E., & MARCONATO A. (1989) - Variabili ambientali e distribuzione dell'ittiofauna. *Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati*. Brescia 6-9 aprile 1989.
- MARCONATO A. (1989) - Metodiche per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione. *Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati*. Brescia 6-9 aprile 1989.
- MARCONATO A., SALVIAT, S., MAIO G., & MARCONATO E. (1989) - *La Carta Ittica della Provincia di Vicenza: la fascia montana*. Amministrazione Provinciale di Vicenza.
- MARCONATO E. (1984) - *Biologia riproduttiva di Phoxinus phoxinus L.* Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze MM. FF. NN., Università di Padova, 64 pp.
- MARCONATO E., MAIO G., & SALVIATI S. (1992-98) - *Indagini sulla biologia riproduttiva del persico reale nel lago di Iseo*. Relazioni tecniche annuali. Amm. Prov. Brescia.
- MARCONATO E., MAIO G., & SALVIATI S. (1995-98) - *Indagini sulla biologia riproduttiva della tinca nel lago di Iseo*. Relazioni tecniche annuali. Amm. Prov. Brescia.
- MORAN P.A.P. (1961) - A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*, 38: 307-311.
- NIKOLSKII G.V. (1969) - *Theory of fish population dynamics*. Oliver and Boyd, Edinburgh. 323 pp.
- PENCZAK T., ZALEWSKI M., SUSZYCKA E., &

- MOLINZKI M. (1981) - Estimation of the density, biomass and growth rate of fish populations in two small lowland rivers. *Ekol. Pol.*, 29: 233-255.
- PETERSEN C.G.J. (1896) - The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea. *Rep. Dansk. Biol. Sta.*, 6: 1-48.
- PITCHER T.J., & HART P.J.B. (1982) - *Fisheries Ecology*. Ed. The AVI Publishing Company, inc. Westport, Connecticut 414 pp.
- PRODAM F. (1986) - *Distribuzione e struttura di popolazione di Scardinius erythrophthalmus nella Bassa Pianura Friulana e Pordenonese*. Tesi di Laurea. Univ. Trieste.
- REGIER H.A., & ROBSON D.S. (1967) - Estimating population number and mortality rates. In: Gerking S.D. (Ed.). *The Biological Basis of Freshwater Fish Production*. Blackwell Scientific Publications, Oxford., pp. 31-66.
- RICKER W.E. (1975) - Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board Can. Bull.*, 191 suppl.
- ROBSON D.S., & REGIER H.A. (1964) - Sample size in Petersen mark-recapture experiments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 93: 215-226.
- SEBER G.A.F. (1973) - *The estimation of animal abundance and related parameters*. Griffin, London, 506 pp.
- SEBER G.A.F., & LE CREN E.D. (1967) - Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36: 631-643.
- SERNS S.L. (1982) - Relationship of walleye fingerling density and electrofishing catch per effort in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 2: 38-44.
- STOCH F., PARADISI S., & BUDA DANCEVICH M. (1992) - *Carta Ittica del Friuli Venezia Giulia*. Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, 285 pp.
- SUMMERFELT R.C., & HALL G.E. (1987) - *Age and Growth of fish*. Iowa State University Press, Ames, 506 pp.
- THORPE J.E. (1977) - *Synopsis of biological data on the perch (Perca fluviatilis L. and Perca flavescens Mitchell)*. Rome, FAO Fisheries Synopsis.
- VAN DEN AVYLE M. J. (1993) - Dynamics of exploited fish populations. In: C.C.Kohler & Hubert W.A. (Eds.) *Inland fisheries management in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.: 105-134
- VERHULST P.F. (1838) - Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Correspondances Mathématiques et Physiques*, 10: 113-121.
- VITALI R., & BRAGHIERI L. (1984) - Population dynamics of *Barbus b. plebejus* (Val.) and *Leuciscus cephalus cabeda* (Risso) in the middle River Po (Italy). *Hydrobiologia*, 109: 105-124.
- WALLACE K.R., HOSKING W., & SZEDLMAYER S.T. (1994). *Fisheries Management for Fishermen*. Auburn University Marine Extension & Research Center. NOAA. 56 pp.
- WAUGH G.D. (1979) - Scientific basis for determining management measures; the New Zealand experience. *FAO Fish. Circ.*, 718: 49-54.
- ZERUNIAN S. (1992). La perdita di diversità nelle comunità ittiche delle acque dolci. In: *Ambiente Italia 1992*. Lega per l'Ambiente, Vallecchi, Firenze: 156-169.
- ZIPPIN C. (1958) - The removal method of population estimation. *J. Wildl. Manage.*, 22: 82-90.