

L'ANGUILLE EUROPÉENNE *ANGUILLA ANGUILLA*, UN POISSON SENSIBLE AUX STRESS ENVIRONNEMENTAUX ET VULNÉRABLE A DIVERSES ATTEINTES PATHOGÈNES.

J. BRUSLÉ

Laboratoire de Biologie Marine, Université de Perpignan, 52 Avenue de Villeneuve, 66860 PERPIGNAN Cedex, France.

RÉSUMÉ

Les diverses agressions, tant naturelles que d'origine anthropique, dont les anguilles peuvent être victimes sont passées en revue. Les données de la littérature concernent aussi bien des observations dans les milieux naturels que des résultats expérimentaux acquis en laboratoire.

L'ensemble des connaissances démontre largement que ce poisson n'est pas aussi résistant qu'il est généralement admis. Sa sensibilité, sa vulnérabilité vis-à-vis d'un ensemble de facteurs défavorables (dégradation de la qualité des habitats, altérations de la qualité de l'eau, parasitoses et bactérioses ...) contribuent à une très importante réduction du stock européen et justifient pleinement son récent statut d'espèce menacée.

THE EUROPEAN EEL *ANGUILLA ANGUILLA*, A FISH SENSITIVE TO NUMEROUS ENVIRONMENTAL STRESSES AND VULNERABLE TO VARIOUS PATHOGENIC INJURIES.

ABSTRACT

A lot of aggressive factors, of both natural and anthropic origin, of which eel populations may be the victims, have been reviewed. Data from the available literature deal with observations in the field as well as those from experiments in laboratory conditions.

These findings conspicuously demonstrate that the eel is not as resistant as it is generally asserted. Its sensitivity and vulnerability to a number of negative factors (degradation of the quality of habitats, deteriorating to water quality, parasitosis, ...) are so high that they contribute to the alarming reduction in the European stock that justifies its recent status of threatened species.

INTRODUCTION

L'anguille est longtemps apparue comme une espèce commune, représentative de l'ichtyofaune des milieux littoraux (lagunes, estuaires, marais maritimes) et des eaux continentales (lacs, étangs, bassins versants). Elle présente un **grand intérêt biologique** car elle constitue parfois la moitié de la biomasse piscicole, comme dans les cours d'eau bretons (PORCHER, 1992). Elle représente également une **haute valeur halieutique**, étant la principale espèce exploitée par la pêche artisanale dans les lagunes méditerranéennes (LECOMTE-FINIGER et BRUSLÉ, 1984). Sa réputation de poisson **résistant** (à l'émersion temporaire, à la manipulation, à la stabulation en aquarium, ...) était telle qu'elle paraissait peu vulnérable aux diverses dégradations de la qualité des eaux (réchauffement, turbidité, pollutions, ...) induites par les activités humaines, urbaines, agricoles et industrielles.

Cependant, certains travaux attestent du caractère fallacieux de cette apparente invulnérabilité et témoignent de sa **sensibilité** vis-à-vis de nombreux facteurs de stress, qu'ils soient d'ordre physique, chimique ou biologique.

Le déclin généralisé des populations naturelles, tant larvaires (leptocéphales, civelles transparentes, civelles pigmentées) que subadultes (anguilles jaunes) et adultes (anguilles argentées), vient corroborer ces observations et conduit biologistes et halieutes spécialistes de l'anguille à s'interroger sur leur avenir et à proposer un **statut d'espèce menacée**.

Ce travail se propose de dresser un bilan des diverses menaces qui pèsent sur les populations d'anguilles à tous les stades de leur développement et dans tous les milieux aquatiques occupés au cours de leur remarquable cycle de vie **amphihalin**. Notons cependant notre profonde méconnaissance de la vulnérabilité des larves leptocéphales au cours de leur longue migration transatlantique depuis la Mer des Sargasses où elles sont nées. Les concentrations élevées en cuivre, cobalt et nickel relevées, tant en Mer des Sargasses que dans le Gulf Stream (HANSON *et al.*, 1988 ; JICKELLS et BURTON, 1988), laissent redouter une importante toxicité vis-à-vis de ces larves, donc des risques élevés de mortalité larvaire. Celle-ci demeure hypothétique en l'absence de données toxicologiques et écotoxicologiques. Les données d'abondance moyenne (nombre de larves/10⁶ m³) traduisent d'ailleurs une chute spectaculaire, de 1099 en 1971-1973 à 105 en 1983-1985, soit une réduction de 90 % selon BAST et STREHLOW (1990). Un tel déclin du potentiel larvaire paraît d'autant plus inquiétant que l'anguille européenne présente l'originalité de ne posséder qu'une **seule aire de ponte** et de constituer un **stock commun** à l'ensemble des eaux européennes, tant atlantiques que méditerranéennes.

MORTALITÉS MASSIVES ET DÉCLIN DES POPULATIONS

Une prise de conscience de la **vulnérabilité** de l'anguille s'est produite à l'occasion de l'accident des usines SANDOZ à Bâle, en novembre 1986, responsable d'un rejet dans le Rhin d'effluents toxiques (atrazine, fenitrothion, parathion, mercure, ...) (ANONYME, 1987). Quelques autres cas de mortalité plus ou moins massive d'anguilles ont été signalés (GRAWINSKI, 1990 ; BOSNAKOVSKI *et al.*, 1992 ; HAHLEBECK, 1993), mais demeurent dans l'ensemble peu nombreux et sont rarement corrélés à un facteur de stress précis en raison de la complexité des divers mélanges de toxiques relevés dans les zones polluées (ANONYME, 1987).

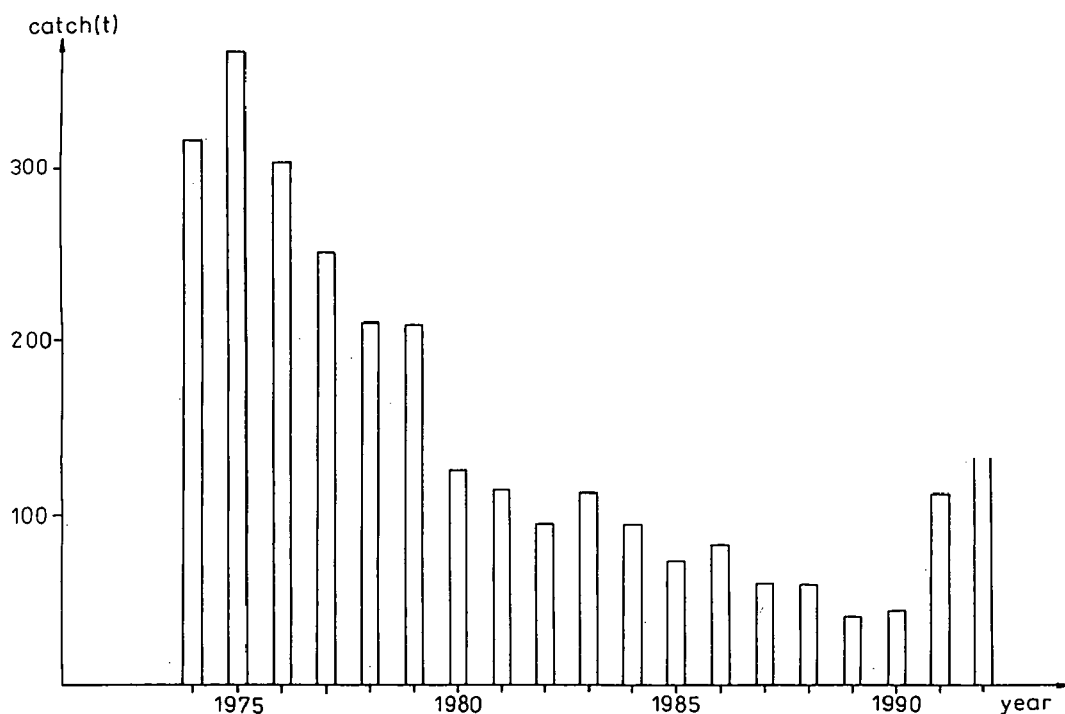
Depuis les années 1980, de multiples indices d'un **appauvrissement des populations** et d'une **régression des stocks** sont perceptibles grâce aux inventaires faunistiques et surtout par examen des statistiques de captures par pêche. Ainsi, une diminution de fréquence de captures a été relevée en divers pays : Pays-Bas (LEUVEN et OYEN, 1987) — Allemagne (TIEWS, 1990) — Grande-Bretagne (WHITE et KNIGHTS, 1992) — Belgique (BELPAIRE et OLLEVIER, 1990) — Portugal (DOMINGOS, 1992) — Yougoslavie (POVZ *et al.*, 1990), imputable respectivement à une acidification, eutrophisation des eaux et à la construction de barrages hydroélectriques...

Les données statistiques de pêche traduisent, sur tout le littoral européen, un **déclin général des prises** tant en civelles qu'en anguilles jaunes et en anguilles argentées (cf. revue de BRUSLÉ, 1990a). Bien qu'il convienne d'être prudent dans l'interprétation des données brutes de captures, les valeurs de production devant être toujours corrélées à celles de l'effort de pêche (prise par unité d'effort ou p.u.e. : GUEREAULT et DESAUNAY, 1989), les données de captures de civelles dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine traduisent un **appauvrissement sensible du recrutement** entre les années 77-78 et 84-85 (GUEREAULT et DESAUNAY, 1989). Une étude des statistiques de pêche portant sur 12 sites européens (Imsa, Ems, Shannon, Yser, Loire, Vilaine, Minho ...) a montré (MORIARTY, 1990), qu'après une période d'abondance de 20 ans de 1959 à 1980, un sévère déclin des indices d'abondance de civelles est apparu à compter des années 1980 et s'est poursuivi dans les années 1990 (MORIARTY, 1992). Les causes sont probablement multiples. Une intensification de l'effort de pêche conduisant à la capture de 2000 tonnes de civelles en 1975, destinées à la consommation humaine et pour satisfaire les besoins de l'élevage (l'anguilliculture étant totalement dépendante des stocks larvaires sauvages en l'absence de reproduction artificielle) a probablement eu des effets négatifs sur le stock général (le stock larvaire était estimé à 4000 tonnes soit 1,2.10¹⁰ civelles : TESCH, 1980).

Par ailleurs, une réduction du stock d'anguilles jaunes est manifeste en toutes régions. Ainsi, sur les côtes allemandes de la Baltique (figure 1), la production a chuté de 998 tonnes en 1955 à 39 tonnes en 1989 selon HAHLEBECK (1993). Dans l'IJsselmeer (Pays-Bas), les captures ont chuté de 15 kg/ha/an en 1950 à moins de 5kg/ha/an en 1987, ce déclin du stock étant corrélé à un important accroissement de l'effort de pêche (DEKKER, 1987). On constate, de plus, une décroissance spectaculaire des tailles de captures (anguillettes au voisinage ou même très au-dessous des tailles légalement autorisées), conduisant à une juvénilité des stocks et à une **diminution inquiétante du nombre d'anguilles argentées**. Le cycle biologique de l'anguille offrant la particularité de comporter une longue phase (8 à 15 ans) de séjour dans les eaux continentales (au stade anguille jaune), de nombreux facteurs défavorables, naturels et artificiels, s'exercent sur ces populations, réduisant ainsi de façon très sensible le nombre des individus capables de subir la maturation physiologique les rendant aptes à entreprendre la migration génésique de retour vers l'aire de ponte sargassienne. La **raréfaction du nombre des géniteurs** se traduirait par une faible densité de larves leptocéphales telle qu'elle a été relevée dans le Golfe de Gascogne (BAST et STREHLOW, 1990).

LES MENACES NATURELLES

Les menaces exercées sur les populations sauvages d'anguilles sont de plusieurs ordres : la prédation, les infestations parasitaires, les infections microbiennes, les blooms algaux et les modifications hydroclimatiques (figure 2). Elles sont comparables à celles qui



Eel landings from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern in tons, 1974-1992.

Figure 1 : Déclin des captures d'anguilles sur les côtes allemandes de la Baltique (Mecklenburg-Vorpommern) entre 1974 et 1992 (d'après HAHLEBECK, 1993).

Figure 1 : Decline in eel catches on German coasts of the Baltic between 1974 and 1992.

s'exercent sur les autres espèces de poissons, bien que probablement amplifiées en raison des caractéristiques spatio-temporelles du cycle biologique de l'anguille : plusieurs changements de milieux (marin, estuarien, continental) — grandes distances de migrations (transatlantique, anadrome, catadrome) — long développement larvaire et maturation sexuelle particulièrement tardive.

1) La prédation

Dés larves leptocéphales ont été observées dans les estomacs de poissons marins : thons, églefins, congres et morues (revue de BRUSLÉ, 1990a). Des civelles sont consommées par les loups (*Dicentrarchus labrax*) (LABOURG et STEQUERT, 1973) et les truites (*Salmo trutta*) (LINDQUIST, 1979).

Les anguilles jaunes sont victimes de prédateurs, Oiseaux (cormorans : TESCH, 1985 ; DAUSTER, 1987 ; VAN DEN BERG *et al.*, 1987, mais aussi hérons, grèbes et mouettes) et Mammifères (loutre : TESCH, 1985). La prédation des anguilles par les cormorans a été jugée faible à Comacchio (FASOLA *et al.*, 1989). Par contre, dans le marais poitevin, l'anguille est la proie la plus abondante des loutres, ce prédateur n'exerçant aucune sélection quant à la taille des anguilles jaunes et argentées qui constituent une ressource de premier ordre, exploitée avec la même intensité au cours de l'année (LIBOIS et ROSOUX, 1989). Ces auteurs concluent que le maintien de la loutre dans ces milieux peut poser problème quant au stock d'anguilles. De plus, certains cas de cannibalisme ont été également relevés (MORIARTY, 1974 et 1975).

L'importance quantitative de ces prédatons est difficile à apprécier (DAUSTER, 1987, l'évalue à 4-6 kg/ha/an). De même, les effets négatifs exercés par des prédateurs d'anguilles argentées, au cours de leur migration transatlantique et leur regroupement sur l'aire de ponte, ne sont pas appréhendés.

2) Les infestations parasitaires

L'anguille offre la particularité d'héberger un **grand nombre de parasites**. Ainsi, 46 espèces de parasites ont été identifiées dans les anguilles d'un lac danois (KOIE, 1988 a et b). Celles du Lac de Sabaudie (Italie) sont infestées par des Protozoaires (*Myxidium*, *Myxobolus*, *Eimeria*, *Trichodina*), Trématodes (*Deropristis*) et Nématodes (*Contracaecum*), les taux d'infestation étant assez élevés (PAGGI *et al.*, 1988). De même, les anguilles d'une rivière irlandaise (Dunkellin) hébergent une riche helminthofaune jugée en accroissement au cours des années récentes (CALLAGHAN et McCARTHY, 1993), soit 15 espèces d'importance (prévalence, abondance, intensité moyenne) variable, parmi les genres suivants : *Piscicola*, *Sphaerostoma*, *Diplostomum*, *Botriocephalus* et *Acanthocephalus*, ces espèces étant «généralistes», «spécialistes» ou accidentelles. De même, une riche helminthofaune a été observée dans le tube digestif des anguilles du Rio Este au Portugal (SARAIVA, 1992a) qui présentent aussi des infestations branchiales par plusieurs espèces de Myxosporidies (*Myxidium*, *Myxobolus*, *Haferellus*, *Zschokkella* : SARAIVA, 1992b).

Au total, les principaux parasites relevés sur l'anguille européenne sont des :

- 1/ Protozoaires : genres *Dermocystidium*, *Eimeria*, *Ichtyobodo* = *Costia*, *Ichtyophthirius*, *Myxidium*, *Myxobolus*, *Plistophora*, *Trichodina*, *Trichophaga*, *Trypanosoma*...
- 2/ Trématodes : *Deropristis*, *Gyrodactylus*...
- 3/ Cestodes : *Botriocephalus*, *Proteocephalus* ...
- 4/ Acanthocéphales : *Acanthocephalus*, *Echinorhyncus*...
- 5/ Nématodes : *Cucullanus*, *Paraquimperia*, *Pseudocapillaria*
- 6/ Crustacés : *Ergasilus*, *Lerneae*, *Argulus* ...
- 7/ Acariens : *Ichtnaetus* ...

Ces parasitoses peuvent concerner : le tube digestif : *Eimeria*, *Deropristis*, *Botriocephalus*, *Acanthocephalus*, *Cucullanus*, ... Ces parasites sont supposés (KOIE,

1988 a,b) exercer une pathogénicité limitée en raison de leur faible taux d'infestation dans les milieux naturels.

Les parasites des branchies (*Myxidium*, *Ichtyobodo*, *Ichtyophthirius*, *Trichodina*, *Trichophrya*, *Gyrodactylus*, *Argulus*, *Ergasilus* ...) seraient responsables de destruction du tissu branchial et affecteraient plus ou moins gravement les fonctions de respiration et d'osmorégulation, en particulier dans les conditions de stress (KOIE, 1988a). La vessie gazeuse héberge plusieurs Nématodes (*Danicomena*, *Philometra*, ...) dont les effets pathogènes sont peu connus (KOIE, 1988b). Par ailleurs, les autres organes-cibles des parasites sont le tégument (*Myxidium*, *Myxobolus*, *Ichtyophthirius*, *Trichodina*), les muscles (*Plistophora* ...), le foie, les reins et la rate (*Myxidium* ...). De plus, divers cas de pathologie multifactorielle ont été signalés. Ainsi, une synergie entre pollution et parasitose a été observée dans les sites les plus pollués de la Weser dans lesquels les taux de prévalence des infestations par des Acanthocéphales et des Nématodes sont les plus élevés (HALSBAND *et al.*, 1985).

Toutefois, les auteurs s'accordent à penser que ces parasitoses (à la différence de celles liées à des introductions accidentelles de parasites allochtones) ne sont pas responsables d'épizooties graves dans les milieux naturels, leurs effets négatifs se manifestant surtout en conditions d'élevage (cf. revue de BRUSLE, 1990 b).

Notons enfin que, dans un cas de trématodose branchiale, *A. anguilla* est apparue plus sensible qu'*A. japonica* (VIGIER, 1990). Une telle vulnérabilité supérieure de l'anguille européenne sera évoquée ultérieurement à propos des parasites allochtones tels qu'*Anguillicola* et *Pseudodactylogyrus*.

MENACES "NATURELLES" SUR L'ANGUILLE

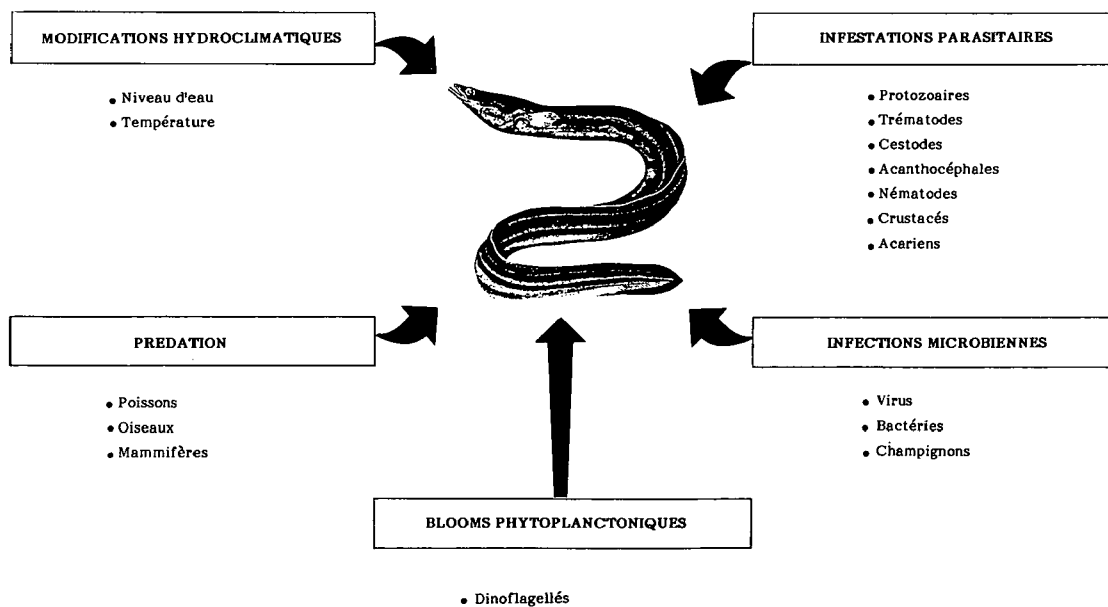


Figure 2 : Menaces «naturelles» sur l'anguille.

Figure 2 : Natural hazards on the eel.

3) Les infections microbiennes

Un certain nombre de bactéries pathogènes ont été identifiées telles *Vibrio anguillarum* (MATTHEIS, 1960), *Cytophaga* (LEHMANN, 1991), *Aeromonas Pseudomonas*, *Chondrococcus (Flexibacter)*, *Edwardsiella*, *Streptococcus* (revue de VIGIER, 1990). Ces bactéries sont responsables d'autant de maladies ou bactérioses (aéromonose, chondrococose, vibriose, edwardsiellose, streptococose) touchant le tégument (sous forme de «pestes rouges»), les nageoires (nécroses, hémorragies), les branchies (nécrose, hémorragies), les muscles et les principaux viscères tels que le foie, le rein et la rate (congestion, oedème, nécrose, septicémie hémorragique ...) (VIGIER, 1990). De tels troubles, décelés dans les populations sauvages, s'observent souvent en anguilliculture (BRUSLÉ, 1990b), les lésions organiques étant souvent amplifiées par les conditions d'élevage et le développement de stress multiples («stress mediated disease» : MELLERGAARD et DALSGAARD, 1987). Divers virus (Rhabdovirus, Lyssavirus, Virus de la nécrose pancréatique infectieuse ...) ont été identifiés (CASTRIC et CHASTEL, 1980 ; CASTRIC *et al.*, 1984 ; VIGIER, 1990) sans que leurs effets pathogènes aient été clairement compris, ni d'ailleurs leurs relations avec des états de stress induits par exemple par des polluants (MOLLER, 1985).

4) Les blooms phytoplanctoniques

Quelques cas de mortalités d'anguilles ont été signalés à l'occasion de blooms considérés «accidentels» (probablement liés à des déséquilibres environnementaux dont l'origine anthropique est seulement soupçonnée ...).

Ainsi, des proliférations algales de Dinoflagellés ont été jugées responsables de mortalités massives d'anguilles en Angleterre (rivière Thurne, Norfolk, bloom à *Prymnesium parvum* : HOLDWAY *et al.*, 1978), Espagne (Delta de l'Elbe, bloom à *Prymnesium parvum* : COMIN et FERRER, 1978), Norvège (fjord proche d'Oslo : TANGEN, 1977 et 1979, et littoral sud : DAHL *et al.*, 1982, tous deux dûs à *Gyrodinium aureolum*). Certains sites d'élevage ont été touchés au Danemark (KRISTIANSÉN, 1974) et sur les côtes norvégiennes et suédoises (à cause de *Chrysochromulina polylepis* : SKJOLDAL et DUNDAS, 1989), l'identification des mortalités étant plus aisée en bassins qu'en milieu naturel où elles risquent de passer inaperçues...

Si les données de la littérature se limitent à quelques cas en Europe (comme en Amérique du Nord où ils intéressent l'espèce américaine *Anguilla rostrata* : BURKHOLDER *et al.*, 1992), il est à craindre que l'extension des blooms, (tant en fréquence qu'en intensité) qui se manifeste ces dernières années (HALLEGRAEFF, 1993) ne provoque un accroissement des cas de létalité.

5) Les modifications hydroclimatiques

Le recrutement en civelles dans les bassins versants et écosystèmes continentaux est largement influencé par les hauteurs d'eau et débit des eaux fluviales (GANDOLFI *et al.*, 1980 et 1984 ; HVIDSTEN, 1985 ; DESAUNAY *et al.*, 1987). Ainsi, les fluctuations climatiques (thermiques et hydrométéorologiques) peuvent expliquer certaines variations quantitatives du recrutement, avec des réductions spectaculaires liées à des étés froids (HVIDSTEN, 1985) ou à des étés secs (CAVAILLES et LOSTE, 1987). Le déficit hydrique assez général des cours d'eau et des lagunes constaté au cours des années 1980-81-82 (LECOMTE-FINIGER et BRUSLÉ, 1984), couplé à des niveaux élevés de contamination chimique entraînant une dégradation de la qualité des eaux, pourrait expliquer, du moins en partie, le déclin général des recrutements lors de la période 1980-1990.

Toutes ces menaces naturelles se trouvent amplifiées, parfois exacerbées, à cause de leur **synergie** avec les nombreuses menaces d'origine anthropique avec lesquelles elles interfèrent grandement, au point que leur distinction se révèle assez théorique. Ainsi, la conjonction d'une parasitose à *Echinorhynchus* et d'une bactériose à *Pseudomonas* est amplifiée par un échauffement des eaux (BOSNAKOVSKI *et al.*, 1992), de même que certaines viroses et bactérioses sont associées à diverses pollutions (MOLLER, 1985).

LES MENACES D'ORIGINE ANTHROPIQUE

Aux menaces, déjà nombreuses et sévères, imposées aux anguilles par l'environnement naturel s'ajoutent de nombreux risques **induits par les activités humaines** responsables de perturbations environnementales, d'ordre physique, chimique et biologique ... (figure 3).

1) Altérations de la qualité des habitats

L'anguille est une espèce benthique très inféodée au substrat des divers plans d'eau de son aire d'extension continentale. Tous les travaux touchant la qualité de ces substrats (dragages, extractions de granulats, remodelage des lits des rivières, drainages des zones humides ...) sont susceptibles de perturber les populations naturelles d'anguilles. Il en est de même des aménagements modifiant les conditions hydrologiques (exemple : les accroissements de salinité liés à une «marinisation» de lagune littorale telle que celle de Salses-Leucate, HERVE et BRUSLE, 1980). Ces perturbations peuvent affecter les populations d'anguilles, soit directement, soit indirectement par modifications des faunes d'invertébrés et de poissons qu'elles consomment. Les études des contenus gastriques (lagunes du Languedoc-Roussillon : LECOMTE-FINIGER, 1983 — lac polder des Pays-Bas : DE NIE, 1987 — rivières de Norvège : BERGERSEN et KLEMETSEN, 1988 — estuaire du Tage : COSTA *et al.*, 1992) ont démontré que le régime alimentaire des anguilles est très euryphage. Leur opportunisme alimentaire limite donc les risques de troubles liés à un déficit en proies disponibles.

Des cas de compétitions interspécifiques ont été toutefois signalés, entre anguilles et Salmonidés par TESCH (1977) et entre anguilles et brèmes (*Abramis brama*) par DE NIE (1987). La «banalisation» des milieux dulçaquicoles, tout comme les régressions et dégradations du domaine continental exploitable, seraient fortement préjudiciables aux populations d'anguilles selon LEGAULT (1987).

2) Limitation de colonisation des bassins versants par des barrages

L'une des particularités de l'anguille est son cycle de vie **amphihalin** qui lui impose de traverser (à deux reprises : migration anadrome puis migration catadrome) les milieux littoraux estuariens, deltaïques ou lagunaires. La qualité du **recrutement** dans les eaux continentales dépend donc essentiellement de leur aptitude à progresser dans les bassins versants.

Leur migration anadrome peut donc être non seulement gênée par toute perturbation des flux d'eau mais surtout gravement entravée par tout obstacle dressé sur leur voie : chutes, buses, déversoirs et surtout barrages (estuariens et fluviaux). L'impact très important des aménagements hydrauliques du bassin versant de la Vilaine, provoquant une forte réduction de l'aire d'extension des anguilles, a été montré par LEGAULT (1987). Des observations comparables ont été réalisées dans la Sèvre Niortaise (LEGAULT, 1988) et la Garonne (où le barrage de l'usine EDF de Golfech arrête toute migration de colonisation de la partie amont, BELAUD et LABAT, 1992) ainsi que dans la rivière Shannon en Irlande (QUIGLEY et O'BRIEN, 1993). D'une façon générale, les obstacles à la circulation constitueraient le principal facteur historique de la régression de toutes les espèces migratrices (PORCHER et TRAVADE, 1992).

3) Entraves à la migration d'avalaison des anguilles argentées par les turbines des usines hydroélectriques

Les anguilles parvenues (difficilement !) ou demeurées en amont des ouvrages (barrages) souffrent également de ces entraves lors de leur migration d'avalaison, au stade anguille argentée (LEGAULT, 1987). Les mortalités induites par le passage dans des turbines ont été soulignées par BERG (1987), DEKKER (1987) et HADDERINGH (1982) et HADDERINGH *et al.* (1992). Les taux de mortalité sont variables, estimés à 100 % par LEGAULT et à 5-25 % par HADDERINGH. Ils sont d'autant plus préjudiciables qu'ils affectent le stock des géniteurs.

MENACES D'ORIGINE ANTHROPIQUE

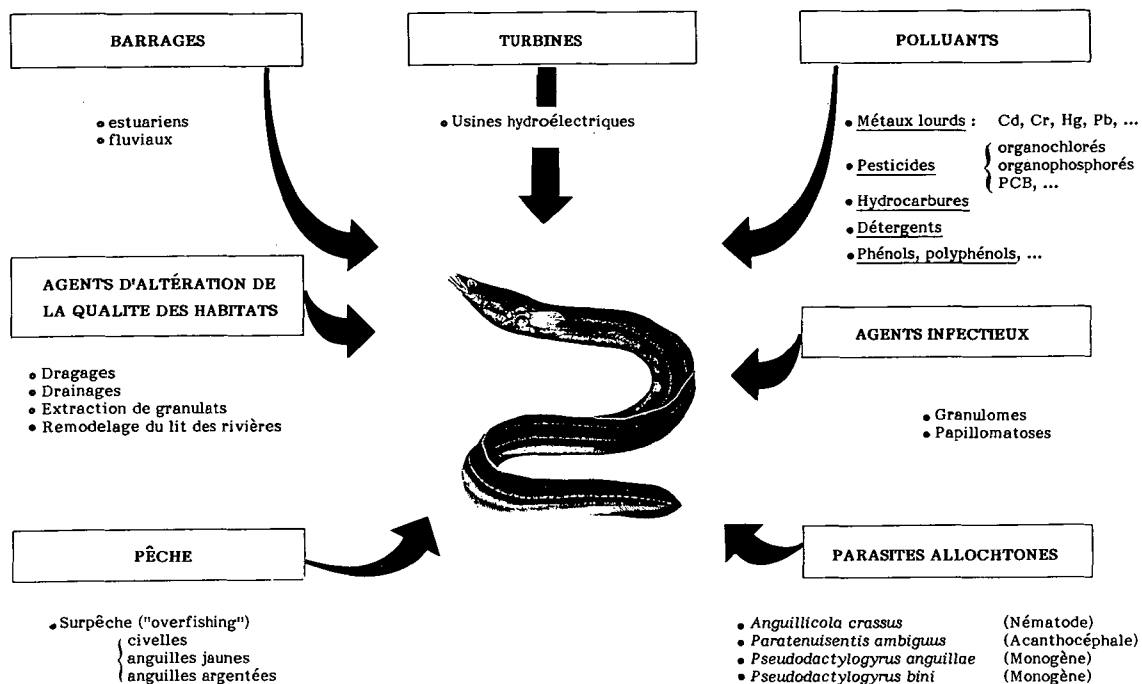


Figure 3 : Menaces d'origine anthropique.

Figure 3 : Anthropogenic hazards on the eel.

4) Toxicité des polluants

De nombreuses substances chimiques xénobiotiques ont été jugées toxiques pour les anguilles.

A - Les métaux lourds (ou métaux-traces)

Ces micropolluants minéraux (Cd, Cr, Pb, Hg ...) sont connus pour leur forte toxicité, décelée dans les milieux naturels à l'occasion de mortalités consécutives à des crises de pollution et démontrées expérimentalement par des contaminations contrôlées en laboratoire (revue de BRUSLE, 1990c).

Contamination de milieux naturels

L'accident survenu aux usines Sandoz de Bâle le 1^{er} Novembre 1986 et ayant provoqué la mort d'environ 200 tonnes d'anguilles du Rhin (ANONYME, 1987) a largement révélé leur vulnérabilité vis-à-vis de produits toxiques (dont le mercure). Les anguilles ont une aptitude à concentrer les métaux dans leurs tissus lorsqu'elles vivent dans des zones fortement contaminées. Ainsi, des concentrations élevées en mercure (319 µg/kg) ont été relevées dans des anguilles capturées à proximité d'une usine chimique danoise où les sédiments étaient fortement contaminés (22 µg/g). Seuls, les flets (*Platichthys flesus*) présentaient des concentrations supérieures (735-847 µg/kg) à celles des anguilles

(KIORBE *et al.*, 1983). De même, à proximité d'un complexe industriel proche de Bristol, les anguilles de la Severn montraient des foies fortement chargés en cadmium (25-123 µg/g) selon ROMERIL et DAVIS (1976). La concentration en mercure du foie des anguilles échantillonnées dans 11 rivières de l'Est de l'Angleterre dépasse les seuils tolérés pour la consommation humaine (BARAK et MASON, 1990). Dans un polder (Tjeukemeer), les concentrations hépatiques en plomb (170 µg/g) et en cobalt (25 µg/g) des anguilles, supérieures à celles des gardons du même site, ont été jugées impropres à la consommation humaine (BADSHA et GOLDSPIK, 1988). Dans l'estuaire de la Loire, les concentrations en cadmium et en plomb ont été suivies le long de la chaîne trophique (relations proies-prédateurs) conduisant à l'anguille (AMIARD *et al.*, 1982). Une vingtaine de publications font état des diverses concentrations en métaux relevées sur des anguilles sauvages (soit *in toto*, soit dans leur chair et dans leur foie) en France (Loire, Vilaine, Gironde, Camargue), Grande-Bretagne, Allemagne, Italie et Turquie (revue de BRUSLÉ, 1990c).

Contamination expérimentale en laboratoire

Les recherches ont d'abord porté sur les multiples voies de contamination des anguilles :

1) Contamination **directe** par l'eau : les **branchies** constituent la principale voie d'absorption des micropolluants. Il en est ainsi pour le mercure (BOUQUEGNEAU et DISTECHE, 1973) et en particulier sous sa forme organique méthylmercure ($\text{CH}_3 \text{Hg Cl}_2$) (BOUQUEGNEAU et JOIRIS, 1988).

2) Contamination par contact avec le **sédiment** : l'existence d'une relation entre la concentration en mercure des sédiments et la teneur du muscle de l'anguille en ce métal a été démontrée par COTTIGLIA *et al.*, 1984).

3) Contamination par voie **trophique** : BAUDIN (1981) a analysé la concentration en ^{65}Zn dans la chaîne alimentaire (Crustacé *Gammarus* → *Anguilla*). L'accumulation du méthylmercure ambiant par la consommation de proies contaminées serait, après une année d'exposition, de l'ordre de 50 à 70 % selon DE BOER et PIETERS (1991).

Des études ont également été consacrées aux possibles voies d'**élimination** des métaux-traces. Ainsi, si près de la moitié du zinc fourni à l'anguille est rapidement excrétée par voie fécale, le reste ne serait éliminé que très lentement (de l'ordre de 450 jours selon BAUDIN, 1981). Le méthylmercure accumulé dans le foie est ultérieurement éliminé avec la bile et le mercure minéral concentré dans le rein excrété par voie urinaire (BOUQUEGNEAU et JOIRIS, 1988). La vitesse d'excrétion a été jugée lente (de 910 à 1030 jours pour une demi-excrétion du méthylmercure selon JARVENPAA *et al.*, 1970).

Lésions histo-cytopathologiques

Les organes impliqués dans l'absorption (le rein et la branchie) et l'accumulation (le foie) des métaux-traces présentent des **altérations tissulaires et cellulaires**. Ainsi, des lésions branchiales induites par du mercure (HgCl_2) ont été décrites par BOUQUEGNEAU et DISTECHE (1973), accompagnées de dysfonctionnements respiratoires et de l'osmorégulation, liées à des perturbations enzymatiques telles que des inhibitions des ATPases. De sévères lésions rénales peuvent également être induites par le cadmium (CdCl_2) selon MARTOJA *et al.* (1982). De même, le Cd (NO_3)₂ provoque des lésions graves dans la branchie (œdème, fusion lamellaire, nécrose), le foie (cirrhose, fibrose) et le tégument (érosion, ulcération), toutes plus sévères en eau douce qu'en eau saumâtre (GONY *et al.*, 1988). De même, des anguilles jaunes exposées à du nitrate de cadmium (5µg/l) présentent une importante fibrose périvasculaire et péri-biliaire (LEMAIRE-GONY et LEMAIRE, 1992). Par ailleurs, les métaux-traces pourraient, à des doses sublétales, provoquer des lésions tégumentaires (altération de sécrétions des phéromones du mucus cutané des civelles : FONTAINE *et al.*, 1982) ainsi que des troubles structuraux et fonctionnels des chémorécepteurs, ces deux types de perturbations pouvant modifier le comportement migratoire des anguilles. De tels risques d'anomalies de recrutement en civelles ont été avancés par AMBROGI (1986).

Létalité

Des intoxications expérimentales ont révélé que les anguilles étaient beaucoup plus sensibles au mercure (HgCl_2) qu'au cadmium (CdCl_2) (concentrations létales respectives de $4 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$ et de $445 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$ selon NOEL-LAMBOT et BOUQUEGNEAU, 1977). Toutefois, la toxicité de certains métaux est apparue variable en fonction de la salinité, étant plus élevée en eau douce ou en eau faiblement salée qu'en eau marine (DENUIT *et al.*, 1981). Certaines mortalités seraient attribuées à des dysfonctionnements organiques, en particulier à des stress d'osmorégulation par inhibition des activités $\text{Na}^+\text{K}^+\text{ATP}$ asiques des cellules branchiales (BOUQUEGNEAU, 1977).

B - Les pesticides

Toutes les molécules de synthèse (xénobiotiques) utilisées comme herbicides, fongicides, insecticides, rodenticides, se révèlent toxiques pour les poissons en général et pour l'anguille en particulier.

Contamination de milieux naturels

Des effluents riches en aldrine et dieldrine dans deux rivières anglaises ont induit une accumulation de ces deux pesticides dans les anguilles vivant en aval des rejets, les concentrations dans celles-ci étant supérieures à celles des truites et saumons du même site (HAMILTON, 1985). De même, le niveau des pesticides et polychlorobiphényles (PCB) des anguilles du Rhin a été estimé supérieur à celui autorisé (BIMBOS et MAU, 1986), d'où leur caractère dangereux pour la consommation humaine. Les anguilles de l'Elbe inférieur (Hambourg, Schleswig-Holstein, Niedersachsen) ont aussi présenté des concentrations en lindane, DDT et PCB dépassant les limites permises (KRUSE *et al.*, 1983). Les PCB apparaissent comme des produits lipophiles rémanents, particulièrement abondants dans les sédiments ; les anguilles vivant en étroit contact avec ceux-ci seraient donc particulièrement exposées (LARSSON, 1984). De même, en Mer du Nord et en Baltique, les anguilles présentent des taux de DDT, DDD et lindane supérieurs à ceux relevés sur les autres espèces marines comme la morue et le hareng (HUSCHENBETH, 1977). Les concentrations en DDT et HCH des anguilles bretonnes sont plus élevées au stade anguille jaune qu'au stade civelle, en fonction des teneurs en graisses tissulaires, d'où de moindres concentrations dans les truites, muges et loups (AUBERT *et al.*, 1977). Par contre, dans un canal d'effluents industriels proche d'Amsterdam, les concentrations en tétrachlorodibenzodioxine (TTCD) des anguilles, après avoir été, dans un premier temps, inférieures à celles des brochets (HEIDA, 1983) se sont élevées ultérieurement au point que ces anguilles sont devenues impropres à la consommation humaine (HEIDA et OLIE, 1985).

Contamination expérimentale en laboratoire

Il a été montré (DE BOER et PIETERS, 1991) que la majeure partie de la dieldrine accumulée dans l'anguille, en particulier dans les tissus gras, est d'origine alimentaire. De même, un PCB, le Clophen A50, est absorbé, en partie par voie branchiale mais surtout par voie trophique, par consommation d'invertébrés benthiques tels que des chironomes eux-mêmes contaminés (LARSSON, 1984). Des phénomènes de biomagnification ont été également notés à propos de divers organochlorés (DDT, DDE, lindane, dieldrine, heptachlore, PCB) entrant dans une chaîne trophique jusqu'aux consommateurs tertiaires que sont les anguilles (HERNANDEZ *et al.*, 1987).

Lésions histocytologiques

Les effets chroniques des pesticides, à des doses sublétales, ont été testés sur l'anguille. Des perturbations structurales de la branchie (congestion) et de la peau (lésions hémorragiques) ont été observées dans des anguilles jaunes de Camargue après un traitement antimoustique par le lindane (SCHACHTER *et al.*, 1969).

Létalité

Les doses létales (CL_{50} , 24 h) relatives au lindane (0,35 mg/l) et au parathion (4,19 mg/l) sont inférieures, chez l'anguille, à celles relevées pour des tilapias et carpes (CANYURT, 1983), révélant leur plus grande sensibilité que celle des autres espèces dulçaquicoles. La

toxicité de l'endosulfan est apparue supérieure à celle du lindane, croissant avec une élévation thermique (entre 15 et 29 °C), à la différence de ce dernier qui présente une corrélation négative avec la température (FERRANDO *et al.*, 1987). Les sites d'action de ces divers pesticides sont le système nerveux central, sous forme d'altérations de fonctionnement des pompes ioniques des cellules excitables, d'où leur effet neurotoxique qui se traduit par une nage erratique, des convulsions et une perte d'équilibre (FERRANDO *et al.*, 1991).

C - Les hydrocarbures

L'accumulation des hydrocarbures liposolubles chez l'anguille, poisson «gras», est supérieure à celle de poissons «maigres» tels que le loup *Dicentrarchus labrax* et le capelan *Trisopterus* selon AWAD (1979). Consécutivement à l'échouage de l'Amoco Cadiz sur les côtes bretonnes, les concentrations en hydrocarbures les plus élevées ont été détectées dans les tissus riches en lipides que sont les ovaires (188 ppm) et la détoxification est apparue lente, puisque seulement partielle 8 mois après la catastrophe (FERAL *et al.*, 1979). Les branchies de ces anguilles présentaient des lésions graves (hypertrophie et hyperplasie des cellules à chlore, hypersécrétion de mucus, lyse des globules rouges) témoignant de troubles de la respiration et de l'osmorégulation (LOPEZ *et al.*, 1981 a et b). De plus, les ovaires montraient des dégénérescences folliculaires et une nécrose de nombreux ovocytes. Enfin, une hypertrophie glandulaire des cellules sécrétrices de corticostéroïdes qui manifestaient des signes d'épuisement, accompagnée d'une augmentation du cortisol plasmatique, a été interprétée (LELOUP-HATEY *et al.*, 1981 ; LELOUP-HATEY et HARDY, 1985) comme le symptôme d'un stress chronique intense chez ces anguilles. Enfin, une injection de benzopyrène (BaP) à des anguillettes provoque une réduction des réserves glycogéniques des cellules hépatiques et le développement d'une quantité de globules lipidiques (stéatose), accompagnés de lésions mitochondriales (LEMAIRE-GONY et LEMAIRE, 1992). De plus, une action combinée de deux contaminants, le benzopyrène et le cadmium, provoque des altérations hépatiques (dégénérescences des hépatocytes) beaucoup plus prononcées que celles engendrées par chacun de ces toxiques testés séparément (LEMAIRE-GONY et LEMAIRE, 1992).

D - Les détergents

La toxicité de plusieurs détergents anioniques a été testée sur des civelles mais leur action négative a été jugée limitée en milieu naturel en raison de leur rapide dégradation par des bactéries (COSSA et MAGGI, 1973). Par contre, un surfactant non anionique (nonyl-phénol polyéthoxylé) est apparu toxique puisque liposoluble (MIOSSÉC et BOCQUENE, 1986).

E - Les phénols

De fortes concentrations en phénols (7 à 19 mg/l) relevées dans les effluents des raffineries et usines chimiques seraient responsables de la mort des anguilles sauvages (GRAUBY *et al.*, 1973) dont la forte teneur en graisses tissulaires favorise une concentration élevée (49 ppm) dans le muscle, ce qui les rend impropres à la consommation humaine. Le pentochlorophénol (PCB) utilisé comme fongicide est absorbé par voies branchiale et cutanée, avec de fortes concentrations dans le muscle et surtout (33 ppm) dans le foie (HOLMBERG *et al.*, 1972) où il se lierait aux protéines, en particulier mitochondriales.

F - Contaminations multifactorielles de certains milieux naturels

Certaines populations d'anguilles sont affectées par des dégradations générales de la qualité des eaux telles que acidifications (pH 5,5) et eutrophisation (Pays-Bas : LEUVEN et OYEN, 1987), responsables de stress d'osmorégulation et de dysfonctionnement des échanges gazeux respiratoires. L'un des exemples les mieux étudiés de contamination des anguilles par des pollutions polyfactorielles [atrazine, fenitrothion, parathion, hydrocarbures et autres dont le mercure, soit une trentaine de produits toxiques (BRAUNBECK et VOLK, 1991)] concerne le Rhin à l'occasion d'une pollution accidentelle de grande ampleur survenue le 1^{er} novembre 1986 à Bâle (ANONYME, 1987). Les populations locales d'anguilles furent presque complètement décimées, révélant leur vulnérabilité. Les observations de leurs foies ont alors montré des altérations et modifications importantes

dont une prolifération du réticulum endoplasmique lisse et des lysosomes considérés comme une réponse au stress sous la forme d'une induction de biotransformation (BRAUNBECK *et al.*, 1990). Ces résultats n'ont cependant pas permis de conclure aux raisons de la létalité de ces anguilles. Une étude expérimentale relative aux effets du dinitro-o-cresol (DNOC), l'un des herbicides contenu dans les effluents de Bâle, sur le foie de ces anguilles a été entreprise à des concentrations voisines de celles réellement observées dans les effluents du Rhin (BRAUNBECK et VOLK, 1991). Elle a montré des modifications pathologiques rappelant celles observées dans les anguilles du Rhin, mais à caractère plus adaptatif que réellement pathologique.

Une autre étude a été entreprise pour tester les effluents toxiques du Rhin sur l'anguille (SPAZIER *et al.*, 1992), qui a révélé l'existence de lésions cellulaires de la rate traduisant des anomalies de phagocytose et une diminution de la défense immunitaire cellulaire. Certaines affections telles que la nécrose printanière de l'anguille («spring ulcer disease»), sous la forme de nécroses et hémorragies tégumentaires, ont été rapportées à des pollutions multifactorielles (JENSEN *et al.*, 1983 ; DALSGAARD, 1987) ainsi qu'à des facteurs étiologiques inconnus.

5. Parasites allochtones

L'homme est responsable de transferts intercontinentaux d'anguilles, en général à des fins d'élevage. Les anguilles importées en Europe peuvent être porteuses de parasites qui trouvent en *Anguilla anguilla* un nouvel hôte, vierge de tout passé de défense immunitaire. Il en résulte des **risques graves d'épizooties**. Plusieurs exemples récents sont connus, qui peuvent compromettre sérieusement l'avenir des populations d'anguilles, comme c'est le cas avec l'anguillicolose.

Anguillicola crassus

Ce Nématode originaire du S-E asiatique et endémique de l'anguille japonaise *Anguilla japonica* a été introduit en Europe avec des civelles destinées à l'élevage, dans les années 1980...

Le premier cas d'anguillicolose décrit en Italie (lac de Bracciano proche de Rome) en février 1982 par PAGGI *et al.* (1982) était, en fait, dû à *Anguillicola australiensis* (= *A. novaezealandiae* selon MORAVEC et TARASCHEWSKI, 1988), introduit avec *Anguilla australiensis* importée d'Australie. La première description d'*Anguillicola crassus* en Europe, dans des anguilles de l'Ems et de la Weser, est due à NEUMANN (1985), ce parasite étant connu depuis 60 ans en Asie et Australie où il avait été décrit par YAMAGUTI (1935). Son introduction en Europe correspondait à une importation en Allemagne d'anguilles de Taiwan et de Nouvelle-Zélande. Ce Nématode a été rencontré dans presque tous les pays européens : Allemagne (Fleuve Ems, en 1985 : KOOPS et HARTMANN, 1987 ; TARASCHEWSKI *et al.*, 1987), Pays-Bas (juillet 1985 : VAN BANNING *et al.*, 1985), Belgique (décembre 1985 : BELPAIRE *et al.*, 1987 et 1989a et b), Danemark (1986 : KOIE, 1988b), Suède (1988 : HOGLUND et ANDERSSON, 1993), Hongrie (septembre 1990 : SZEKELY *et al.*, 1991), Grande Bretagne (fin 1987 : KENNEDY et FITCH, 1990), Italie (CANESTRINI-TROTTI, 1987), Espagne (avril 1987 : BELPAIRE *et al.*, 1989b), France (automne 1985, étang du Grand Palun, Camargue : DUPONT et PETTER, 1988). Son aire d'extension géographique recouvre actuellement celle de l'anguille européenne, avec des taux de prévalence élevés (variables selon les saisons et les classes d'âge) (66 adultes et 122 larves dans l'Elbe inférieur selon HARTMANN, 1989, 90 % d'anguilles infestées en Belgique (THOMAS et OLLEVIER, 1992) et des taux d'infestation parfois considérables (jusqu'à 73 nématodes adultes par anguille en Hongrie : MOLNAR *et al.*, 1993).

Ce ver hématophage se localise, à l'état adulte, dans la vessie gazeuse, les larves L₃ se développant dans la paroi de cet organe. L'infestation naturelle se réalise par voie trophique, l'anguille consommant des Crustacés (Copépodes et Ostracodes), hôtes intermédiaires (DUPONT et PETTER, 1988 ; DE CHARLEROY *et al.*, 1990), mais des petits poissons (carpes, perches, gardons, goujons, tanches, éperlans, brèmes, épinoches, gobies...) serviraient d'hôtes paraténiques vis-à-vis des anguilles ichtyophages (KOOPS et HARTMANN, 1987 ; HAENEN et VAN BANNING, 1990 et 1991 ; BLANC, 1994).

Les données pathologiques concernent principalement la vessie gazeuse qui présente un épaississement considérable (fibrose) de la paroi (YAMAGUTI, 1935 ; NEUMANN, 1985 ; DEKKER et WILLIGEN, 1988 ; DUPONT et PETTER ; 1988, KOIE, 1988a ; BOETIUS, 1989 ; VAN WILLIGEN et DEKKER, 1989 ; KAMSTRA, 1990 ; BOON *et al.*, 1990a). Cette vessie subit alors une réduction de sa lumière et une perte de gaz ; elle peut être hémorragique avec infiltration de cellules immunitaires (lymphocytes, histiocytes, granulocytes, macrophages). Une étude histopathologique fine de la vessie gazeuse, réalisée par VAN BANNING et HAENEN (1990) a révélé une dilatation, inflammation et rupture des vaisseaux sanguins ainsi qu'une fibrose des parois qui adhèrent aux viscères avoisinants. Toutes ces perturbations pourraient provoquer un dysfonctionnement de cet organe (MOLNAR *et al.*, 1993). Par ailleurs, le foie est pâle (KAMSTRA, 1990 ; MOLNAR *et al.*, 1993), l'intestin altéré (stéatose, enteritis : VAN BANNING et HAENEN, 1990) et les érythrocytes apparaissent plus fragiles aux variations osmotiques (BOON *et al.*, 1989). La perte du caractère fonctionnel de la vessie gazeuse et la fragilisation érythrocytaire sont susceptibles, à défaut d'être dangereux au cours la vie continentale de l'anguille, de compromettre gravement son aptitude à la migration transatlantique lors du retour vers l'aire de ponte sargassienne, bien que ces arguments demeurent encore spéculatifs (KOIE, 1988a ; BOETIUS, 1989 ; DEKKER et VAN WILLIGEN, 1988).

Des cas de mortalité dus à l'infestation par ce Nématode ont été rapportés, surtout en élevage (EGUSA, 1979 : GHITTINO *et al.*, 1989 ; HARTMANN, 1989 ; BOON *et al.*, 1989). MOLNAR *et al.* (1993) font état d'une perte de 250 tonnes d'anguilles dans le Lac Balaton. Ces données révèlent la grande sensibilité de l'anguille européenne à ce parasite, sensibilité bien supérieure à celle de l'anguille japonaise. Des mécanismes de défense immunitaire ont été signalés (mobilisation de phagocytes et de granulocytes : BOON *et al.*, 1990b) et une réponse humorale à un antigène d'*Anguillicola* reconnue (BUCHMANN *et al.*, 1991) ; mais ces défenses semblent insuffisantes pour limiter l'ampleur de l'infestation et la pathogénicité de ce ver.

De plus, ce nématode a montré un remarquable potentiel de colonisation des populations d'anguilles européennes. Sa propagation rapide est liée à plusieurs facteurs favorables : — faible spécificité vis-à-vis des hôtes intermédiaires — nombreux hôtes paraténiques, soit 16 espèces de Téléostéens (THOMAS et OLLEVIER, 1992) — grande fécondité ($0,5 \cdot 10^6$ oeufs par ver) — capacité de survie (2 semaines en eau de mer, le milieu marin ne constituant pas une barrière écologique à l'extension du parasite, KOIE, 1991). Une possibilité de transmission lors de la migration marine des anguilles infestées a même été envisagée (BELPAIRE *et al.*, 1989b).

Les **conséquences écologiques** sont **considérables** en raison d'un amoindrissement des capacités de nage en profondeur (diminution des réserves énergétiques et surtout vessie gazeuse non fonctionnelle) ainsi que le redoutent de nombreux auteurs (DEKKER et VAN WILLIGEN, 1988 ; KOIE, 1988a ; BOETIUS, 1989 ; BOON *et al.*, 1990a). Une réduction de la vitesse de nage des anguilles infestées a été démontrée par SPRENGEL et LUCHTENBERG (1991). Ainsi, le retour des géniteurs sur les aires de ponte sargassiennes pourrait se trouver gravement compromis et, avec lui, l'existence même de l'espèce *Anguilla anguilla*.

Autres vers parasites introduits en Europe

Un Acanthocéphale *Paratenuisentis ambiguus*, parasite intestinal endémique de l'anguille américaine *A. rostrata* a été trouvé dans les anguilles de la Weser (TARASCHEWSKI *et al.*, 1987) mais ses effets pathogènes ne sont pas connus. Un Monogène *Pseudodactylogyrus anguillae*, d'origine japonaise, a été rencontré sur les branchies d'anguilles de Camargue (LAMBERT *et al.*, 1985) ainsi qu'en Irlande (McCARTHY et RITA, 1991) et en Angleterre (NIE et KENNEDY, 1991) et une espèce voisine (*P. bini*) sur celles d'anguilles danoises (KOIE, 1988b et 1991). Enfin, un autre Nématode *Pseudoterranova decipiens* a été observé dans le muscle des anguilles de l'Estuaire de l'Elbe (MOLLER *et al.*, 1991). En raison du changement de couleur de la chair qu'il provoque, sa présence rend l'anguille impropre à la consommation humaine et, de plus, les lésions tégumentaires qu'il occasionne peuvent favoriser des infections secondaires par des bactéries telles que *Vibrio anguillarum*.

6. Accroissement de l'effort de pêche

Diverses études font état de captures d'anguilles s'exerçant sur les phases les plus jeunes (civelles, anguillettes jaunes de 15 à 40 g) du stock. Ainsi, dans l'étang de Bages (Golfe du Lion), les filets à mailles fines capturent essentiellement des individus des classes d'âge II et III (MALLAWA, 1987). Une «juvénalisation» du stock a été observée en diverses autres régions et traduit une dangereuse surexploitation du stock par un phénomène de surpêche («overfishing»). Si une partie de ces captures est destinée à la consommation humaine, une part non négligeable est destinée à l'élevage, les besoins de l'anguilliculture étant croissants et totalement dépendants des produits sauvages. Le déclin des captures de civelles affecte donc sérieusement les perspectives de développement de l'élevage, comme en Italie (SAROGLIA *et al.*, 1992).

Une difficulté réside toutefois dans la complexité de certains effets négatifs dûs à des perturbations de l'environnement, en particulier au caractère **multifactoriel** de certaines pathologies dont les mécanismes inducteurs sont délicats à cerner. Parmi les cas d'étiologie multifactorielle, citons les facteurs de stress induits par divers polluants qui sont responsables d'un accroissement des accidents infectieux par suite d'une sensibilisation accrue des anguilles, affectées alors par divers agents pathogènes. Ainsi, les anguilles du Rhin souffrent de papillomatose et de granulomes selon MOLLER (1985). Celles en provenance de la zone polluée de l'Escaut occidental présentent un taux élevé de 80 % d'infections bactériennes et virales contre seulement 4 % dans la zone, moins polluée, de l'Escaut oriental (LAMOTTE, 1993). Un cas de synergie entre une modification hydrologique (effluents de centrales nucléaires) et un accroissement des parasitoses à *Anguillicola crassus* a été noté sur les côtes suédoises (HOGLUND *et al.*, 1992). Les anguilles des côtes polonaises de la Baltique (Golfe de Gdansk) présentent des ulcérations musculaires et tégumentaires en nombre croissant (plus de 96 % des anguilles étaient affectées en 1981) accompagnées d'une mortalité élevée (40 à 50 %), des lésions hépatiques (stéatose), rénales et spléniques (hyperhémies). La présence d'une flore bactérienne (*Vibrio*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*) au niveau des ulcérations laisse supposer que ces bactéries participent au développement pathologique sans être, pour autant, obligatoirement les agents primaires. Des modifications hématologiques (diminution de l'hématocrite et mobilisation leucocytaire) traduiraient des réponses à un complexe de facteurs (bactérioses + toxicoses) étiologiques environnementaux : GRAWINSKI, 1990). De même, l'altération du mucus cutané, fait de glycoprotéines riches en acide sialique et qui joue un rôle majeur dans la protection du tégument (NAKAGAWA *et al.*, 1987), par divers agents chimiques toxiques, favoriserait des infections microbiennes et en particulier des bactérioses. De possibles synergies entre agents polluants et infections microbiennes ont été évoquées à l'occasion des cas de papillomatose («cauliflower disease») de la région buccale de l'anguille. De telles anomalies, sous la forme de tumeurs tégumentaires et d'ulcérations hémorragiques, ont été révélées en Europe septentrionale (Pays-Bas, Allemagne, Danemark, Pologne : PETERS et PETERS, 1977, 1979 ; BUCKE et FEIST, 1985). Leur étiologie, apparemment complexe, est d'origine inconnue (mutagenèse ? infection virale ?), l'élévation thermique estivale constituant un facteur de stimulation (PETERS et PETERS, 1977).

CONCLUSION

Plusieurs caractéristiques biologiques justifient le choix de l'anguille en qualité d'espèce-cible en écotoxicologie dans le cadre de tests de contamination et de contrôle de la qualité des eaux :

- large distribution géographique favorisant des comparaisons entre sites contaminés, en particulier entre bassins versants à l'intérieur desquels les populations reflètent les niveaux de contamination ambiants (eau, sédiment, proies ...).
- long séjour dans les eaux intérieures, 8 à 12 années séparant les migrations anadrome et catadrome. Leur comportement sédentaire permet de mieux juger des conditions environnementales locales des sites de capture, (concentrations en mercure relevées dans un estuaire du Kent : WHARFE et VAN DEN BROEK (1977).

- mode de vie benthique en contact étroit avec les sédiments.
- régime alimentaire carnivore plaçant l'anguille en fin de chaîne trophique.

L'anguille peut également être utilisée avec profit dans des **tests écotoxicologiques** réalisés en laboratoire. Elle présente les avantages suivants :

- facilité relative d'élevage en aquarium (rusticité),
- aptitude à supporter des conditions thermiques et halines variées,
- résistance au jeûne, d'où des tests à long terme sans interférence avec une contamination trophique,
- maturation sexuelle tardive qui élimine les modifications métaboliques (vitellogenèse) associées au développement des gonades.

Compte tenu de ces caractéristiques, l'anguille a été recommandée pour des tests sur des métaux lourds (UYSAL, 1980), des radioisotopes (KRUGER, 1979) et des hydrocarbures (ANONYME, 1987). Un inconvénient doit cependant être signalé : l'absence de témoins indemnes de contamination. Ainsi, les niveaux de concentrations en métaux lourds des anguilles utilisées par PALLY et FOULQUIER (1976) étaient déjà supérieurs à ceux à tester en laboratoire ...

En résumé, l'anguille constitue une **espèce de grand intérêt pour les biologistes**, qu'ils soient écologistes, éthologistes, physiologistes, toxicologues ou halieutes ... Malheureusement, ce poisson a cessé d'être commun et abondant dans les milieux continentaux. Sa **vulnérabilité** vis-à-vis de toutes les agressions naturelles et artificielles (anthropiques) que nous venons de décrire est telle que l'on peut raisonnablement considérer aujourd'hui qu'elle mérite pleinement le **statut d'espèce menacée** (DE BEAUFORT, 1987 p. 49 ; POVZ *et al.*, 1990 ; TARIN, 1989 ; BRUSLÉ, 1990a). Les inquiétudes formulées quant à son avenir (LEGAULT, 1987) sont d'autant plus vives qu'il convient d'intégrer le facteur «longue durée du cycle vital», les effets négatifs des dégradations environnementales d'origine anthropique ne se faisant sentir **qu'à long terme** (10 à 12 ans) sur l'unique stock européen d'anguilles. Notons enfin que les menaces qui pèsent sur l'anguille elle-même sont susceptibles d'être transférées dans la chaîne trophique en direction des oiseaux piscivores consommant des anguilles (cormorans, hérons, grèbes), à l'exemple d'une contamination par des pentachlorodibenzofurans (PCDF) dans la région d'Amsterdam (VAN DEN BERG *et al.*, 1987). Elles peuvent également concerner l'homme, consommateur d'anguilles. Ainsi des concentrations alarmantes en métaux lourds dans la chair des poissons provenant de zones fortement contaminées (BARAK et MASON, 1990 ; KRUGER et KRUSE, 1982 ; BADSHA et GOLDPINK, 1988) ont conduit parfois à des interdictions de pêche et de commercialisation (BIMBOS et MAU, 1986 ; MOLLER *et al.*, 1991) en raison des **risques pour la santé humaine**.

BIBLIOGRAPHIE

- AMBROGI R., 1986. Les études écologiques dans le delta du Pô : aspects fondamentaux et applications au site de la centrale de Porto Tolle. *Coll. int. Ecol. litt. Medit. Marseille*, 5-7 juin 1986, 13 p.
- AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., METAYER C., 1982. Distribution de quelques métaux (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les organismes vivants de l'estuaire de la Loire et des zones côtières adjacentes. *Bull. Soc. Sci. nat. Ouest de la France*, 4, 153-168.
- ANONYME, 1987. Rapport du Comité d'experts sur la pollution transfrontière du Rhin. *Gazette officielle Pêche*, 920-921, 28 p.
- AUBERT-J., FLATAU G., PUEL D., BREITTMAYER V., CLEMENT R., 1977. Etude de la contamination des élevages marins. *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, 45, 77-97.
- AWAD H., 1979. Etude comparée de la contamination par les hydrocarbures de deux écosystèmes estuariens. *Thèse Univ. Provence, Marseille*, 224 p.

- BADSHA K.S., GOLDSPIK C.R., 1988. Heavy metal levels in three species of fish in Tjeukemeer, a Dutch polder lake. *Chemosphere*, 17, 459-463.
- BARAK N.A.E., MASON C.F., 1990. A survey of heavy metal levels in eels (*Anguilla anguilla*) from some rivers in East Anglia, England : the use of eels as pollution indicators. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 75, 6, 827-833.
- BAST H.D., STREHLOW B., 1990. Length composition and abundance of eel larvae, *Anguilla anguilla* (Anguilliformes : Anguillidae), in the Iberian basin (north-eastern Atlantic) during July-september 1984. *Helgol. Meeresunters.*, 44, 353-361.
- BAUDIN J.P., 1981. Bilan du zinc 65 absorbé par voie trophique chez *Anguilla anguilla* L. *Ann. Limnol.*, 17, 181-192.
- BELAUD A., LABAT R., 1992. Etudes ichtyologiques préalables à la conception d'un ascenseur à poissons à Golfech (Garonne, France). *Hydroécol., Appl.*, 1, 65-89.
- BELPAIRE C., DE CHARLEROY D., THOMAS K., 1987. European inland fisheries advisory commission. *EIFAC Working Party on Eel Bristol, UK, 13-16 April 1987*. 6 p.
- BELPAIRE C., DE CHARLEROY D., VAN DAMME P., OLLEVIER F., 1989a. Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. *J. Appl. Ichthyol.*, 5, 151-153.
- BELPAIRE C., DE CHARLEROY D., GRISEZ L., OLLEVIER F., 1989b. Spreading mechanisms of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* in the European eel *Anguilla anguilla*, and its distribution in Belgium and Europe. *EIFAC Working Group on Eel Porto, May 29th - June 3rd 1989*, 12 p.
- BELPAIRE C., OLLEVIER F., 1990. The European eel (*Anguilla anguilla* L.) an endangered species in Flanders. *Belg. J. Zool.*, 120, 217-218.
- BERG R., 1987. Fischereischäden durch Turbinen. *Arbeit. deutsch. Fisch. Verband, Hamburg*, 41-47.
- BERGERSEN R., KLEMETSEN A., 1988. Freshwater eel *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration. *Nordic J. Fresw. Res.*, 64, 54-66.
- BIMBOS D., MAU G., 1986. Schadstoffe in hessischen flussfischen. Situation, Bewertung und Verzehrsempfehlungen. *Fischwirt*, 36, 69-71.
- BLANC G., 1994. Biologie du cycle d'*Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) contrôle thérapeutique de ses populations. Thèse de Doctorat, Univ. Perpignan, 355 p.
- BOETIUS I., 1989. Preliminary report on the occurrence of *Anguillicola* in some Danish fresh- and seawater areas. *EIFAC FAO Working Party on Eel, Porto*, 5 p.
- BOON J.H., LOKIN C.J.A., CEUSTERS R., OLLEVIER F., 1989. Some properties of the blood of European eel (*Anguilla anguilla*) and the possible relationship with *Anguillicola crassus* infestations. *Aquacult.*, 76, 203-208.
- BOON J.H., AUGUSTIJN H., CANNAERTS V.M.H., LOKIN C.J.A., MACHIELS M.A.M., OLLEVIER F., 1990a. The suitability of experimental inoculations with infective larvae of *Anguillicola crassus* and their effects on the growth and mortality of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Aquacult.*, 87, 111-120.
- BOON, J.H. CANNAERTS V.M.H., AUGUSTIJN H., MACHIELS M.A.M., 1990b. The effect of different infection levels with infective larvae of *Anguillicola crassus* on haematological parameters of European eel (*Anguilla anguilla*). *Aquacult.*, 87, 243-253.
- BOSNAKOVSKI J., NECEV K., APOSTOLSKI K., HRISTOVSKI M., 1992. Appearance of eel diseases in Ohrid lake. *Irish Fish. Invest.*, 36, p. 151.
- BOUQUEGNEAU J.M., 1977. ATPase activity in mercury intoxicated eels. *Experientia*, 33, 941-942.

- BOUQUEGNEAU J.M., DISTECHE A., 1973. Two examples of physiological effects of mercury on fish. *Publ. Van Het Instituut voor wetenschappen. Van Het Leefmilieu. Meeting Brussel 21/11/73*, 85-93.
- BOUQUEGNEAU J.M., JOIRIS C., 1988. The fate of stable pollutants — heavy metals and organochlorines — in marine organisms. *Adv. Comp. Environm. Physiol.*, 2, 219-247.
- BRAUNBECK T., BURKHARDT-HOLM P., STORCH V., 1990. Liver pathology in eels (*Anguilla anguilla* L.) from the Rhine river exposed to the chemical spill at Basle in November 1986. *Limnol. aktuell*, 1, 371-392.
- BRAUNBECK T., VOLK A., 1991. Induction of biotransformation in the liver of eel (*Anguilla anguilla* L.) by sublethal exposure to dinitro-o-cresol : an ultrastructural and biochemical study. *Ecotoxicol. Environm. Saf.*, 21, 109-127.
- BRUSLÉ J., 1990a. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), une espèce jugée commune jusqu'à la dernière décennie, mérite-t-elle d'acquérir aujourd'hui le statut d'espèce menacée ? *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 114, 61-73.
- BRUSLÉ J., 1990b. Pathogenesis of the eel in culture. *Pathol. mar. Sci. Perkins F.O. and Cheng T.C. ed., Academic Press N.Y.*, 441-454.
- BRUSLÉ J., 1990c. Effects of heavy metals on eels, *Anguilla* sp. *Aquat. Living Resour.*, 3, 131-141.
- BUCKE D., FEIST W., 1985. Histopathology of some fish tumours from British waters, including an olfactory glioma in coalfish, *Pollachius virens* L.. *J. Fish Biol.*, 27, 293-305.
- BUCHMANN K., PEDERSEN L.O., GLAMANN J., 1991. Humoral immune response of European eel *Anguilla anguilla* to a major antigen in *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Dis. aquat. Org.*, 12, 55-57.
- BURKHOLDER J.M., NOGA E.J., HOBBS C.H., GLASCOW H.B., 1992. New 'phantom' dinoflagellate is the causative agent of major estuarine fish kills. *Nature*, 358, 407-410.
- CALLAGHAN R., MCCARTHY T.K., 1993. Metazoan parasite assemblages of eels in the Dunkellin Catchment, Western Ireland. *EIFAC Working Party on Eel Eighth Session - Olsztyn, Poland 24th to 28th May 1993*, 9 p.
- CANESTRINI-TROTTI G., 1987. Occurrence of the Nematode *Anguillicola crassa* in eels from the Po delta, Italy. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, 7, 109-111.
- CANYURT M.A., 1983. Action toxique du lindane et du parathion methyl sur trois espèces de poissons d'eau douce. *Bull. Cent. Etud. Rech., Sci., Biarritz*, 14, 257-262.
- CASTRIC J., CHASTEL C., 1980. Isolation and characterization attempts of three viruses from European eel, *Anguilla anguilla* : preliminary results. *Ann. Virol. (Inst. Past.)*, 131 E, 435-448.
- CASTRIC J., RASSCHAERT D., BERNARD J., 1984. Evidence of lyssaviruses among *Rhabdovirus* isolates from the European eel *Anguilla anguilla*. *Ann. Virol. (Inst. Past.)*, 135 E, 35-55.
- CAVAILLES M., LOSTE C., 1987. L'anguille, une ressource économique pour le Languedoc-Roussillon. *EIFAC Working party on eel, Bristol 13th - 16th april 1987*, 17 p.
- COMIN F.A., FERRER X., 1978. Desarrollo masivo del fitoflagelado *Prymnesium parvum* Carter (Haptophyceae) en una laguna costera del delta del Ebro. *Oecol. aquat.*, 3, 207-210.
- COSSA D., MAGGI P., 1973. Toxicité relative de cinq détergents anioniques en milieu marin. 2. Relation entre la biodégradation et la toxicité aiguë. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 37, 3, 419-428.
- COSTA J.L., ASSIS C.A., ALMEIDA P.R., MOREIRA F.M., COSTA M.J., 1992. On the food of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal. *J. Fish Biol.*, 41, 841-850.

- COTTIGLIA M., MASCIA C., PORCU M., SPANEDA L., TAGLIASACCHI MASALA M.L., 1984. Indagine sperimentali su trasferimento del mercurio dai sedimenti a reti trofiche lagunari. *Inquinamento*, 9, 45-50.
- DAHL E., DANIELSSEN D.S., BOHLE B., 1982. Mass occurrence of *Gyrodinium aureolum* Hulburt and fish mortality along the Southern coast of Norway in september-october 1981. *Int. Coun. Explor. Sea. CM/L*, 56, 14 p.
- DALSGAARD I., 1987. Nécrose printanière de l'anguille. *CIEM, Leaflet n° 36*, 6 p.
- DAUSTER H., 1987. Schäden an Aalbeständen durch Kormorane in Schleswig-Holsteinischen Binnengewässern. *Arbeit. deutsch. Fisch. Verband, Hamburg*, 53-57.
- DE BEAUFORT F., 1987. Livre rouge des espèces menacées en France. *Secrét. faune-flore, Minist. Environnement Mus. Nat. Hist. nat., Paris*, 236 p.
- DE BOER J., PIETERS H., 1991. Dietary accumulation of polychlorinated biphenyls, chlorinated pesticides and mercury by cultivated eels, *Anguilla anguilla* L., *Aquacult. and Fish. Manag.*, 22, 329-334.
- DE CHARLEROY D., GRISEZ L., THOMAS K., BELPAIRE C., OLLEVIER F., 1990. The life cycle of *Anguillicola crassa*. *Dis. aquat. Org.*, 8, 77-84.
- DEKKER W., 1987. Preliminary assessment of the IJsselmer eel fishery based on length frequency samples. *ICES Council Meeting*, 14 p.
- DEKKER W., VAN WILLIGEN J.V., 1988. Abundance of *Anguillicola crassa* in Dutch outdoor waters and the reaction of its host *Anguilla anguilla*. *ICES CM 1988/M13*, 6 p.
- DE NIE H.W., 1987. Food, feeding periodicity and consumption of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in the shallow eutrophic Tjeukemeer (The Netherlands). *Arch. Hydrobiol.*, 109, 421-443.
- DENUIT C., AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., 1981. Mise au point de tests physiologiques et éthologiques de toxicité des polluants métalliques. *Rapp. final Minist. Environ., n° 7932*, 47 p.
- DESAUNAY Y., GUERULT D., BEILLOIS P., 1987 - Dynamique de la migration anadrome de la civelle (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de la Loire : rôle des facteurs climatiques vis-à-vis de la pêche et du recrutement. *CIEM, Comité Poissons Anadr. Catadr.*, CM 18, 22 p.
- DOMINGOS I.M., 1992. Fluctuation of glass eel migration in the Mondego Estuary (Portugal) in 1988 and 1989. *Irish Fish. Invest.*, 36, p. 1.
- DUPONT F., PETTER A.J., 1988. *Anguillicola*, une épizootie plurispécifique en Europe. Apparition de *Anguillicola crassa* (Nematoda, Anguillicolidae) chez l'anguille européenne *Anguilla anguilla* en Camargue, Sud de la France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 308, 38-41.
- EGUSA S., 1979. Notes on the culture of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) in Japanese eel-farming ponds. *Rapp. P.v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 174, 51-58.
- FASOLA M. BOGLIANI G., SAINO N., CANOVA L., 1989. Foraging, feeding and time activity niches of eight species of breeding seabirds in the coastal wetlands of the Adriatic Sea. *Boll. zool.*, 56, 61-72.
- FERAL J.P., FUSEY P., GAILL F., LOPEZ E., MARTELLY E., OUTDOT J., VAN PRAET M., 1979. Evolution des teneurs en hydrocarbures chez quelques organismes marins du Nord-Finistère depuis l'échouage de l'Amoco Cadiz et comparaison des méthodes de dosages en infrarouge et spectrofluorimétrie. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 288, 713-716.
- FERRANDO M.D., ANDREW-MOLINER E., ALMAR M.M., CEBRIAN C., NUNEZ A., 1987. Acute toxicity of organochlorinated pesticides to the European eel *Anguilla anguilla* : the dependency on exposure time and temperature. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 365-369.

- FERRANDO M.D., SANCHO E., ANDREU-MOLINER E., 1991. Comparative acute toxicities of selected pesticides to *Anguilla anguilla*. *J. Environ. Sci. Health, B26*, 491-498.
- FONTAINE M., JEANJEAN S., MONZIKOFF A., 1982. Un mécanisme d'intervention de certains métaux sur les médiations chimiques au sein d'écosystèmes aquatiques. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 295, 33-35.
- GANDOLFI G., ROSSI R., TONGIORGI P., PESARO M., DE RANIERI S., 1980. Ascent of elvers, *Anguilla anguilla* (L) and prospect of their use in aquaculture. *Boll. zool.*, 47, 365-380.
- GANDOLFI G., PESARO M., TONGIORGI P., 1984. Environmental factors affecting the ascent of elvers, *Anguilla anguilla* into the Arno river. *Oebalia*, 10, 17-35.
- GHITTINO C., GHITTINO P., MARIN DE MATEO M., 1989. Adjournalment on anguillicolosis, a frequent parasitic aerocystitis of eel. *Riv. Ital. Acquacolt.*, 24, 125-136.
- GONY S., LECOMTE-FINIGER R., FAGUET D., BIAGIANTI S., BRUSLE J., 1988. Etude expérimentale de l'action du cadmium sur les juvéniles d'anguilles : biologie du développement et cytopathologie. *Océanis*, 14, 141-148.
- GRAUBY A., FOULQUIER C., DESCAMPS B., JAULENT Y., 1973. Résultats relatifs à la toxicité d'effluents industriels de la région de Fos et de l'étang de Berre sur les anguilles, les daphnies, les loups et les muges. *CEA, Labo. Radio écologie continentale, contrat n° VEN-0368. Agence de Bassin Rhône Méditerranée-Corse*, 135 p.
- GRAWINSKI E., 1990. State of investigations on the etiopathogenesis of fish from the Polish fishery zone in the Baltic sea. *Rep. Sea Fisheries Inst.*, 22, 107-120.
- GUERALT D., DESAUNAY Y., 1989. Evolution de l'abondance de la civelle (*Anguilla anguilla*) dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine (France) 1977-1988. *EIFAC Working party on eel, Porto*, 20 p.
- HADDERINGH R.H., 1982. Experimental reduction of fish impingement by artificial illumination at Bergum power station. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 67, 887-900.
- HADDERINGH R.H., VAN DER STOEP J.W., HABRAKEN J.M.P.M., 1992. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. *Irish Fish. Invest.*, 36, 78-86.
- HAENEN O.L.M., VAN BANNING P., 1990. Detection of larvae of *Anguillicola crassus* (an eel swimbladder Nematode) in freshwater fish species. *Aquacult.*, 87, 103-109.
- HAENEN O.L.M., VAN BANNING P., 1991. Experimental transmission of *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) larvae from infected prey fish to the eel *Anguilla anguilla*. *Aquacult.*, 92, 115-119.
- HAHLBECK E., 1993. Eel fishery and eel catches in the coastai area of Mecklenburg-Vorpommern (Germany, Baltic sea). *EIFAC Working Party on Eel Eighth Session - Olsztyn, Poland 24th to 28th May 1993*, 6 p.
- HALLEGRAEFF G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycol.*, 32, 79-99.
- HALSBAND E., HALSBAND I., ROMESTAND B., DZUVIC A., 1985. Hämatologische, histopathologische, parasitologische und enzymatische Untersuchungen an Aalen (*Anguilla anguilla*), Döbeln (*Leuciscus cephalus*), Haseln (*Leuciscus leuciscus*) und Plötzen (*Rutilus rutilus*) der Weser zwischen Bodenwerder und Veltheim (50 Stromkilometer) von Oktober 1983 bis Oktober 1984. *Bundesf. Fisch. Veröff. Inst. Küsten - Binnenf. Hamburg*, 90, 1-29.
- HAMILTON R.M., 1985. Discharges of pesticides to the rivers Mole and Taw, their accumulation in fish flesh and possible effects on fish stocks. *J. Fish. Biol.*, 27 (suppl. A), 139-149.
- HANSON A.K., SAKAMOTO-ARNOLD C.M., HUIZENGA D.L., KESTER D.R., 1988. Copper complexation in Sargasso Sea and Gulf Stream warm-core ring waters. *Mar. Chem.*, 23, 181-203.
- HARTMANN F., 1989. Investigations on the effectiveness of levamisol as a medication against the eel parasite *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Dis. aquat. Org.*, 7, 185-190.

- HEIDA H., 1983. TCDD in bottom sediments and eel around a refuse dump near Amsterdam, Holland. *Chemosphere*, 12, 505-509.
- HEIDA H., OLIE K., 1985. TCDD and chlorinated dibenzofurans in top soil and biological samples from a contaminated refuse dump. *Chemosphere*, 14, 919-924.
- HERNANDEZ L.M., RICO M.C., GONZALEZ M.J., MONTERO M.C., FERNANDEZ M.A., 1987. Residues of organochlorine chemicals and concentrations of heavy metals in cioconiform eggs in relation to diet and habitat. *J. Environ. Sci. Health*, B22, 245-258.
- HERVE P., BRUSLE J., 1980. L'étang de Salses-Leucate : écologie générale et ichtyofaune. *Vie Milieu*, 30, 75-283.
- HOGLUND J., ANDERSSON J., WICKSTROM H., REIZENSTEIN M., 1992. The distribution of *Anguillicola* in Sweden and its association with thermal discharge areas. *Irish Fish. Invest.*, 36, 143-147.
- HOGLUND J., ANDERSSON J., 1993. Prevalence and abundance of *Anguillicola crassus* in the European eel (*Anguilla anguilla*) at a thermal discharge site on the Swedish coast. *J. Appl. Ichthyol.*, 9, 115-122.
- HOLDWAY P.A., WATSON R.A., MOSS B., 1978. Aspects of the ecology of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) and water chemistry in the Norfolk Broads, England. *Freshwater Biol.*, 8, 295-311.
- HOLMBERG B., JENSEN S., LARSSON A., LEWANDER K., OLSSON M., 1972. Metabolic effects of technical pentachlorophenol (PCP) on the eel *Anguilla anguilla* L. *Comp. Biochem. Physiol.*, 43B, 171-183.
- HUSCHENBETH E., 1977. Überwachung der Speicherung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Fisch. *Arch. Fisch Wiss.*, 28, 173-186.
- HVIDSTEN M.A., 1985. Ascent of elvers (*Anguilla anguilla* L.) in the stream Imsa, Norway. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm*, 62, 71-74.
- JARVENPAA T., TILLANDER M., MIETTINEN J.K., 1970. Methylmercury : half-time of elimination in flounder, pike and eel. *Suomen Kemistilehti*, B.43, 439-442.
- JENSEN N.J., LARSEN J.L., CHRISTENSEN N.O., 1983. Spring ulcer disease in eel (*Anguilla anguilla*). *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 182, 106-110.
- JICKELLS T.D., BURTON J.D., 1988. Cobalt, copper, manganese and nickel in the Sargasso Sea. *Mar. Chem.*, 23, 131-144.
- KAMSTRA A., 1990. *Anguillicola* in Dutch eelfarms, current state. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 75, 867-874.
- KENNEDY C.R., FITCH D.J., 1990. Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. *J. Fish Biol.*, 36, 117-131.
- KIORBE T., MOHLENBERG F., RIISGARD H.U., 1983. Mercury levels in fish, invertebrates and sediment in a recently recorded polluted area (Nissum Broad, Western Limjord, Denmark). *Mar. Poll. Bull.*, 14, 21-24.
- KOIE M., 1988a. Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. *Ophelia*, 29, 93-118.
- KOIE M., 1988b. Parasites in eels, *Anguilla anguilla* (L.), from eutrophic Lake Esrum (Denmark). *Acta Parasitol. Pol.*, 33, 89-100.
- KOIE M., 1991. Swimbladder Nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill Monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). *J. Cons. int. Explor. Mer*, 47, 391-398.
- KOOPS H., HARTMANN F., 1987. Infection of eels from different regions with *Anguillicola*. *EIFAC Working Party on Eel, Bristol, 13th-16th april 1987*, 7 p.

- KRISTIANSEN J., 1974. Rodfarvning af Horn So ved Lemvig forarsaget af dinoflagellaten *Oxyrrhis marina*. *Flora og Fauna*, 80, 65-69.
- KRUGER A., 1979. A method of labelling *Anguilla anguilla* with radionucleides. *Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 174; 150-154.
- KRUGER K.E., KRUSE R., 1982. Der Quecksilber-, Blei- und Cadmiumgehalt in Aalen aus der Elbe und ausgewählten Vergleichsgewässern. *Archiv Für Lebensmittelhygiene*. 33, 123-128.
- KRUSE R., BOEK K., WOLF M., 1983. Der Gehalt an Organochlor Pestiziden and polychlorierten Biphenylen in Elbaalen. *Arch. Lebensmittelhyg.*, 34, 81-86.
- LABOURG P.J., STEQUERT B., 1973. Régime alimentaire du bar *Dicentrarchus labrax* L. des réservoirs à poissons de la région d'Arcachon. *Bull. Ecol.*, 4, 187-194.
- LAMBERT A., LE BRUN N., PARISELLE A., 1985. Presence en France de *Pseudodactylogyrus anguillae* (Monogenea, Monopisthocotylea), parasite branchial de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* en eau douce. *Ann. Parasitol. Hum. comp.*, 60, 91-92.
- LAMOTTE G., 1993. Quelques aspects de la pollution sur la côte belge. *Les Naturalistes belges*, 74, 173-203.
- LARSSON P., 1984. Uptake of sediment released PCBs by the eel *Anguilla anguilla* in static model systems. *Ecol. Bull.*, 36, 62-67.
- LECOMTE-FINIGER R., 1983. Contribution à la connaissance de l'écobiologie de l'anguille, *Anguilla anguilla* L. 1758, des milieux lagunaires méditerranéens du Golfe du Lion : Narbonnais et Roussillon : 23/4/83, *Thèse d'Etat, Univ. Perpignan*, 203 p.
- LECOMTE-FINIGER R., BRUSLÉ J., 1984. L'anguille *Anguilla anguilla* des lagunes du Languedoc-Roussillon : intérêt biologique et valeur halieutique. *Vie Milieu*, 34, 185-194.
- LEGAULT A., 1987. L'anguille dans le bassin de la Sèvre Niortaise. Biologie, écologie, exploitation. *Publ. Dept. Halieut. ENSA Rennes*, n° 6, 305 p.
- LEGAULT A., 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille. *Etude en Sèvre Niortaise. Bull. Fr. Pêche Piscicult.*, 308, 1-10.
- LEHMANN J., 1991. First isolation of *Cytophaga psychrophila*, a systemic disease in eel and Cyprinids. *Dis. aquat. Org.*, 10, 217-220.
- LELOUP-HATEY J., HARDY A., 1985. Effet d'une pollution par les hydrocarbures sur la fonction interrénale de l'anguille (*Anguilla anguilla* L.) *Ichthyophysiol. Acta.*, 9, 39-50.
- LELOUP-HATEY J., HARDY A., MARTELLY E., FONTAINE Y.A., 1981. Anguilles contaminées après l'échouage de l'Amoco Cadiz. Modifications du fonctionnement de l'interrénal. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 293, 461-464.
- LEMAIRE-GONY S., LEMAIRE P., 1992. Interactive effects of cadmium and benzo(a)pyrene on cellular structure and biotransformation enzymes of the liver of the European eel *Anguilla anguilla*. *Aquatic Toxicol.*, 22, 145-160.
- LEUVEN R.S.E.M., OYEN F.G.F., 1987. Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of the Netherlands : an historical perspective. *J. Fish Biol.*, 31, 753-774.
- LIBOIS R.M., ROSOUX R., 1989. Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le marais Poitevin. I - Etude de la consommation d'Anguilles. *Vie et Milieu*, 39, 191-197.
- LINDQUIST A., 1979. Observations on glass eels in the Skagerrack and Kattegat. *Rapp. P.V. Reun. Cons. int. Expl. Mer*, 174, 45-50.
- LOPEZ E., PEIGNOUX-DEVILLE J., LALLIER F., MARTELLY E., FONTAINE Y.A., 1981a. Anguilles contaminées par les hydrocarbures après l'échouage de l'Amoco-Cadiz. Modifications histopathologiques des ovaires, des branchies et de glandes endocrines. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 292, 407-411.

- LOPEZ E., LELOUP-HATEY J., HARDY A., LALLIER F., MARTELLY E., OUDOT J., PEIGNOUX-DEVILLE J., FONTAINE Y.A., 1981b. Modifications histopathologiques et stress chez des anguilles soumises à une exposition prolongée aux hydrocarbures. Dans *Amoco-Cadiz ; Conséquences d'une pollution accidentelle par hydrocarbures*. CNEXO, Paris, p. 645-653.
- McCARTHY T.K., RITA S.D., 1991. The occurrence of the Monogenean *Pseudodactylogyrus anguillae* on migrating silver eels in Western Ireland. *Irish Natur. J.*, 23, 473-477.
- MALLAWA A., 1987. Dynamique des stocks exploités et halieutique de l'anguille européenne (*A. anguilla* L. 1758) des lagunes du Narbonnais et du Roussillon (Bages-Sigean et Canet-Saint-Nazaire), Golfe du Lion : 15/5/87, Perpignan, 406 p.
- MARTOJA R., M. TRUCHET, J.M. BOUQUEGNEAU, 1982. Une néphropathie provoquée par le Cd chez l'Anguille adaptée à l'eau de mer. *C. R. Acad. Sci, Paris*, 295, 369-74.
- MATTHEIS T., 1960. Das Aalsterben an der Ostseeküste zwischen Usedom und Wismar im Sommer 1959. *Dt. Fisch. Ztg.*, 7, 23-25.
- MELLERGAARD S., DALSGAARD I., 1987. Disease problems in Danish eel farms. *Aquacult.*, 67, 139-146.
- MIOSSEC L., BOCQUENE G., 1986. Toxicité aigüe et effets sublétaux, après une courte exposition, de différents nonylphénols polyéthoxylés sur la civelle. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 48, 77-84.
- MOLLER H., 1985. Fish diseases in coastal waters : indicators of marine pollution ? *Animal Res. and Dev.*, 22, 106-115.
- MOLLER H., HOLST S., LUCHTENBERG H., PETERSEN F., 1991. Infection of eel *Anguilla anguilla* from the river Elbe Estuary with two nematodes, *Anguillicola crassus* and *Pseudoterranova decipiens*. *Dis. aquat. Org.*, 11, 193-199.
- MOLNAR K., BASKA F., CSABA Gy., GLAVITS R., SZEKELY Cs., 1993. Pathological and histopathological studies of the swimbladder of eels *Anguilla anguilla* infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda : Dracunculoidea). *Dis. aquat. Org.*, 15, 41-50.
- MORAVEC F., TARASCHEWSKI H., 1988. Revision of the genus *Anguillicola* yamaguti, 1935 (Nematoda : Anguillicolidae) of the swimbladder of eels. Including descriptions of two new species, *A. novaezealandiae* sp. N. and *A. papernai* sp. N. *Folia Parasitol.*, 35, 125-146.
- MORIARTY C., 1974. Studies of the eel *Anguilla anguilla* in Ireland. 3. in the Shannon catchment. *Irish Fish. Invest. A*, 14, 1-25.
- MORIARTY C., 1975. Studies of the eel *Anguilla anguilla* in Ireland. 4. in the Munster blackwater. *Irish Fish Invest. A*, 15, 1-14.
- MORIARTY C., 1990. European catches of elver of 1928-1988. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 75, 701-706.
- MORIARTY C., 1992. Catches of *Anguilla anguilla* elver on the Atlantic coast of Europe 1989-1990. *Irish Fish. Invest.*, 36, p. 33.
- NAKAGAWA H., ASAKAWA M., ENOMOTO N., 1987. Histochemical localization of β -N-acetylhexosaminidase in the epidermis of eel. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 53, 1251-1255.
- NEUMANN W., 1985. Schwimmbblasenparasit *Anguillicola* bei aalen. *Fischer und Teuchwirt*, 322, 36 p.
- NIE P., KENNEDY C.R., 1991. Occurrence and seasonal dynamics of *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin & Sproston) (Monogenea) in eel, *Anguilla anguilla* (L.), in England. *J. Fish Biol.*, 39, 897-900.
- NOEL-LAMBOT F., BOUQUEGNEAU J.M., 1977. Comparative study of toxicity, uptake and distribution of cadmium mercury in the sea water adapted eel *Anguilla anguilla*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 18, 418-424.

- PAGGI L., ORECCHIA P., MINERVINI R., MATTIUCCI S., 1982. Sulla comparsa di *Anguillicola australiensis* Johnston E Mawson, 1940 (Dracuncoloidea : Anguillicolidae) in *Anguilla anguilla* del lago di Bracciano. *Parassitologia*, 24, 139-144.
- PAGGI L., ORECCHIA P., CATALINI N., Di Cave D., 1988. Indagine sulla parassitofauna delle specie ittiche eurialine di interesse commerciale : aspetti parasitologici. *Ministere delle marina mercantile, consiglio regionale delle ricerche*, 4, 1927-1940.
- PALLY M., FOULQUIER L., 1976. An experimental study of the cadmium fixation in *Anguilla anguilla* L. *Rapp. CEA*, n° 1891, 125 p.
- PETERS G., PETERS N., 1977. Temperature-dependent growth and regression of epidermal tumors in the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 298, 245-260.
- PETERS G., PETERS N., 1979. The influence of salinity on growth and structure of epidermal papillomas of the European eel *Anguilla anguilla* L.. *J. Fish Dis.*, 2, 13-26.
- PORCHER J.P., 1992. Les passes à anguilles. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 326-327, 134-142.
- PORCHER J.P., TRAVADE F., 1992. Les dispositifs de franchissement : bases biologiques, limites et rappels réglementaires. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 326-327, 5-14.
- POVZ M., LEINER S., MRAKOVCIC M., POPOVIC J., 1990. Rare and endangered fishes from Yugoslavian Adriatic rivers. *J. Fish Biol.*, 37 suppl. A, 247-249.
- QUIGLEY D., O'BRIEN T., 1993. The River Shannon eel fishery : a management review. *EIFAC Working Party on Eel Eighth Session - Olsztyn, Poland 24th to 28th May 1993*, 13 p.
- ROMERIL M.G., DAVIS M.H., 1976. Trace metal levels in eels grown in power station cooling water. *Aquacult.*, 8, 139-149.
- SARAIVA A.M., 1992a. Helminthas parasitas do tubo digestivo de *Anguilla anguilla* provenientes do Rio Este, norte de Portugal. Seminar de aquacultura mediterranea, Lisboa 13/12/91 Portugal, *Inst. Nac. Invest. Pescas, publ. n° 19*, p. 377.
- SARAIVA A.M., 1992b. Myxosporea parasitas de *Anguilla anguilla* provenientes do rio este, norte de Portugal. Seminar de aquacultura mediterranea, Lisboa 13/12/91 Portugal, *Inst. Nac. Invest. Pescas, n° 19*, p. 375.
- SAROGLIA M., IANDOLI C., INGLE I., ANGLE G., 1992. Recent developments in eel farming in Italy. *Irish Fish. Invest.*, 36, 135-140.
- SCHACHTER D., MARILLEY M., KIENER A., 1969. Pollution de l'étang de l'Olivier par du lindane en septembre 1967. Mortalité de la faune. *Bull. Fr. Piscicult.*, 232, 83-89.
- SKJOLDAL H.R., DUNDAS I., 1989. *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Skagerrak and the Kattegat in may-june 1988 : environmental conditions, possible causes, and effects. *International. Inst. Mar. Res.*, 61 p.
- SPAZIER E., STORCH V., BRAUNBECK T., 1992. Cytopathology of spleen in eel *Anguilla anguilla* exposed to a chemical spill in the Rhine River. *Dis. aquat. Org.*, 14, 1-22.
- SPRENGEL G., LUCHTENBERG H., 1991. Infection by endoparasites reduces maximum swimming speed of European smelt *Osmerus eperlanus* and European eel *Anguilla anguilla*. *Dis. aquat. Org.*, 11, 31-35.
- SZEKELY Cs., LANG M., CSABA Gy., 1991. First occurrence of *Anguillicola crassus* in Hungary. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, 11, 162-163.
- TANGEN K., 1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in North European waters, accompanied by mortality in marine organisms. *Sarsia*, 63, 123-132.
- TANGEN K., 1979. Dinoflagellate blooms in Norwegian waters. In : *Toxic Dinoflagellate blooms*, Taylor and Seliger eds., Elsevier NY, 179-182.

- TARASCHEWSKI H., MORAVEC F., LAMAH T., ANDERS K., 1987. Distribution and morphology of two Helminths recently introduced into European eel populations : *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunloidea) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala, Tenuisentidae). *Dis. aquat. Org.*, 3, 167-176.
- TARIN C., 1989. Marché de l'anguille. Le cri d'alarme de l'ENSAR. *France-Pêche*, n° 337, 36-37.
- TESCH F.W., 1977. The eel. *Chapman and Hall ed.*, London, 434 p.
- TESCH F.W., 1980. Occurrence of eel *Anguilla anguilla* larvae West of the European continental shelf, 1971-1977. *Env. Biol. Fish*, 5, 185-190.
- TESCH F.W., 1985. A review on the competitive situation of the eel in relation to other species. *EIFAC Working party on eel, Perpignan*, 30 p.
- THOMAS K., OLLEVIER F., 1992. Paratenic hosts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*. *Dis. aquat. Org.*, 13, 165-174.
- TIEWS K., 1990. 35-Jahres-trend (1954-1988) der Häufigkeit von 25 Fischund krebstierbeständen an der deutschen Nordseeküste. *Arch. Fischwiss.* 40, 39-48.
- UYSAL H., 1980. Levels of trace elements in some food chain organisms from the Egean coasts. *Viè journée Etud. Poll. Medit.*, CIESM, Cagliari, 503-512.
- VAN BANNING P., HAENEN O.L.M., 1990. Effects of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in wild and farmed eel, *Anguilla anguilla*. In : *Pathology in Marine Science*, Perkins F.O. et Chen T.C. ed. Acad. Press, 317-330.
- VAN BANNING P., HEERMANS W., VAN WILLIGEN J.A., 1985. *Anguillicola crassa*, een nieuwe aalparasiet in de Nederlandse wateren. *Visserij.*, 38, 237-240.
- VAN DEN BERG M., BLANK F., HEEREMANS C., WAGEMAR H., OLIE K., 1987. Presence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish-eating birds and fish from the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. toxicol.*, 16, 149-158.
- VAN WILLIGEN J.V., DEKKER W., 1989. Update on *Anguillicola* in Dutch outdoor waters. *EIFAC Working Party on Eel, Porto, Portugal*, 8 p.
- VIGIER J.F., 1990. Synthèse des connaissances sur la biologie et la pathologie chez les différentes espèces du genre *Anguilla*. *Ecole Vét. de Toulouse 90-TOV3-4063*, 232 p.
- WHARFE J.R., VAN DEN BROEK W.L.F., 1977. Heavy metals in macroinvertebrates and fish from the Lower Medway Estuary, Kent. *Mar. Poll. Bull.*, 8, 31-34.
- WHITE E., KNIGHTS B., 1992 - Elver and juvenile eel, *Anguilla anguilla* (L.), migration in the Severn and Avon. *J. Fish Biol.*, 41 B, p. 181.
- YAMAGUTI S., 1935 - Studies on the Helminth fauna of Japan. 9. Nematodes of Fishes. *Japan J. zool.*, 6, 337-386.