

ESSAIS D'EVALUATION QUANTITATIVE DU POTENTIEL HALIEUTIQUE D'UNE RIVIERE A SALMONIDES A PARTIR DES DONNEES DE L'HABITAT PHYSIQUE

Philippe Baran, Francis Dauba, Marc Delacoste, Jean-Marc Lascaux

*Laboratoire d'Ingénierie Agronomique - Equipe Environnement Aquatique et Aquaculture.
Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse
145 av. de Muret - 31076 Toulouse cedex France*

RESUME

Le potentiel halieutique d'une rivière à Salmonidés : la Neste du Louron située dans le département des Hautes-Pyrénées a été quantifié à partir des variables de l'habitat physique. Le potentiel halieutique a été défini comme la biomasse et la densité de truites dont la taille est supérieure au minimum légal fixé par les autorités de la pêche. Soixante-trois faciès d'écoulement (pools, radiers, rapides...) regroupés en 9 stations ont été étudiés. La biomasse et la densité de truites de taille supérieure à 180 mm sont négativement corrélées avec la vitesse moyenne au fond et en surface. Elles sont positivement corrélées avec la profondeur et le potentiel de caches, de sous-caves et de zones profondes. Une analyse en composante principale (ACP) a permis de hiérarchiser l'ensemble des 63 faciès d'écoulement en fonction de leurs caractéristiques physiques. Elle a permis d'obtenir une succession s'organisant des faciès pools aux faciès de type cascade. Cette hiérarchie basée sur les caractéristiques de l'habitat physique est étroitement liée à celle établie à partir des abondances de truites de taille supérieure à 180 mm. Différents groupes de faciès correspondant à des conditions d'habitat homogènes et un potentiel halieutique identique ont ainsi pu être identifiés. L'utilisation de modèles multivariés basés sur quatre variables de l'habitat physique permet d'expliquer respectivement 80% de la variation de biomasse de truites de taille supérieure à 180 mm et 74% de la variation de densité. Mais, l'application de ces modèles sur 21 faciès tests n'a pas permis de valider la relation entre les valeurs observées et les valeurs théoriques. L'utilisation du modèle biologique PHABSIM de la méthode des microhabitats a permis de mettre en évidence des relations entre la valeur d'habitat (VH) au débit d'étiage et l'abondance des truites pêchables. Toutefois, la valeur d'habitat (VH) n'explique seulement que 21% de la variation de biomasses et 18% de la variation de densités. En ne considérant que les faciès situés dans un tronçon à débit régulé stable, la valeur d'habitat (VH) explique 59% de la variation de biomasse. Ceci montre que le modèle PHABSIM doit être analysé de façon dynamique en fonction du débit. L'approche conduite dans cette étude permet de fournir les bases à des méthodologies d'évaluation du potentiel halieutique d'une rivière à Salmonidés à partir des variables de l'habitat physique. Elle fournit différents niveaux de complexité d'approches pour l'élaboration d'outils de gestion des populations piscicoles ainsi que pour leur suivi dans le cadre de modifications apportées aux caractéristiques de l'habitat physique.

ABSTRACT

The fisheries resources of Salmonids stream : the Neste du Louron in the Pyrenean mountains were assessed in relation to the variables of physical habitat. The fisheries resources were defined like biomass and density of catchable brown trouts (length more than minimum size limit for fishing). Sixty-three morphodynamic units (pools, riffles, runs...) of 9 sections were studied. The biomass and density of catchable trouts were negatively correlated with mean bottom velocity and surface velocity. They were positively correlated with depth, surface of covers and shelters and surface of deeper area. In relation to the characteristics of their physical habitat, a principal components analysis determined a gradient of 7 groups of morphodynamic units. This gradient corresponds to a gradient of abundance of catchable trouts. A stepwise regression analyse produced a combination of three physical habitat variables that explained respectively 80% of the variation of biomass and 74% of the variation of density. But, when the multivariate model was tested on 21 new morphodynamic units, we could not validate the relation between biomass observed by electrofishing and biomass predicted. Using the biological model (PHABSIM) of I.F.I.M. methodology, we found a correlation between weighted usable area (W.U.A.) for adult brown trout at low flow and biomass or density. But, W.U.A. explained only 21% of the variation of biomass and 18% of the variation of density. If we considered only morphodynamic units where flow was regulated by hydroelectric power plant, the W.U.A. explained 59% of the variation of biomass. It showed that PHABSIM must be studied in an annual cycle of flow. This type of work gives the bases of an assessment of fisheries resources for a brown trout population in a mountain stream using physical habitat characteristics. It showses different types of methodology to understand the relationships between brown trout population and instream habitat and propound principles to improve fisheries management.

INTRODUCTION

La truite commune constitue l'une des espèces les plus recherchées en matière de pêche sportive. Le maintien ou l'amélioration de la qualité de la pêche sont étroitement liés à la connaissance des exigences écologiques de cette espèce. La gestion de ces populations est le plus souvent basée sur une réglementation des pratiques halieutiques (taille légale de capture, interdiction de pêche en période de reproduction, limitation du nombre des captures) et sur des repeuplements (THIBAUT 1991). Peu d'actions visent à améliorer la qualité du milieu. Pourtant, celle-ci peut avoir une importance particulière vis-à-vis de la régulation des populations naturelles (HAURY *et al* 1991). En effet, la truite comme la plupart des espèces de Salmonidés possède des exigences strictes vis-à-vis des conditions du milieu (LEWIS 1969). Parmi celles-ci, les variables d'habitat physique jouent un rôle prépondérant vis-à-vis de la reproduction, du recrutement, des migrations ou de la nutrition. FAUSH *et al* (1988) recensent 70 modèles permettant d'estimer l'abondance des Salmonidés à partir des caractéristiques de l'habitat. Mais, peu d'entre eux s'intéressent spécifiquement aux truites adultes (STEWART 1970, NEHRING et ANDERSON 1983, WHITE *et al* 1983) et seule la méthode des microhabitats (méthode IFIM (Instream Flow Incremental Methodology)) (BOVEE 1982) a été testée sur différents sites géographiques. A l'opposé de ces

modèles statistiques d'habitat, CLARK *et al* (1980) ont développé une approche basée sur des modèles mathématiques de recrutement, de mortalité et de croissance. Elle vise à étudier les variations d'abondances des salmonidés en fonction notamment de la réglementation des pratiques de pêche. Chacun de ces deux types d'approche permet de suivre les réponses des populations de truites soit vis-à-vis de modifications des pratiques halieutiques (CLARK *et al* *ibidem*) soit vis-à-vis de modifications du milieu physique (FAUSH *et al* *ibidem*).

Dans le cadre de notre étude sur la Neste du Louron, petite rivière des montagnes pyrénéennes, nous nous sommes intéressés à ce deuxième type d'approche à savoir, l'étude des relations entre les populations de truites et l'habitat physique.

Nos objectifs étaient de rechercher les différentes caractéristiques de l'habitat physique influençant l'abondance des truites de taille supérieure à 180 mm. A partir des résultats obtenus, les bases d'un modèle statistique de calcul du potentiel halieutique, défini comme l'abondance des truites de taille supérieure à la taille légale de capture (180 mm), ont été proposées.

PRESENTATION DU SITE.

La Neste du Louron (figure 1) est le principal affluent de la Neste d'Aure dans le bassin pyrénéen de la Garonne. Elle est issue de la confluence de deux ruisseaux à 1220 m d'altitude. Elle est caractéristique des rivières de moyenne montagne des Pyrénées. Le régime hydrologique est de type nival. Le débit moyen annuel est de 2.4 m³/s à la confluence des deux ruisseaux et de 6.1 m³/s à la confluence avec la Neste d'Aure. Deux installations hydroélectriques dérivent l'eau de cette rivière. Douze kilomètres de cours d'eau sont ainsi placés en régime de débit réduit. Sa longueur est de 22 km et la largeur varie de 5 à 20 m. Sa pente moyenne est légèrement supérieure à 2% et son bassin versant est de 140 km² (DECAMPS 1967). Le peuplement piscicole est constitué de truites communes (*Salmo trutta* L.), espèce dominante et de chabots (*Cottus gobio* L.) espèce accompagnatrice. La gestion halieutique de la Neste du Louron est basée uniquement sur des repeuplements surdensitaires (VIBERT et LAGLER 1961) immédiatement avant le début de la saison de pêche (mars) à partir de sujets adultes de taille supérieure à 180 mm.

Neuf stations d'étude ont été choisies sur les quatorze kilomètres du cours aval de la Neste du Louron (figure 1). Le nombre et la situation de ces stations ont été déterminés en fonction, de la diversité des secteurs écologiques rencontrés (secteurs traversant des auges glaciaires ou des gorges), mais également des influences humaines (hydroélectricité). Leurs altitudes varient entre 965 et 710 m. Leurs principales caractéristiques sont présentées dans le tableau I. Cinq d'entre elles sont situées dans une portion de rivière court-circuitée par une centrale hydroélectrique (stations V, VI, VII, VIII, IX). Le régime hydraulique est donc modifié avec le passage

d'un débit réduit (1/16 ème du module) durant la majeure partie de l'année à l'exception des mois de forts débits (mai et juin). Les quatre autres stations se situent en régime de débit non influencé. Les stations III et V correspondent à des zones en réserve de pêche.

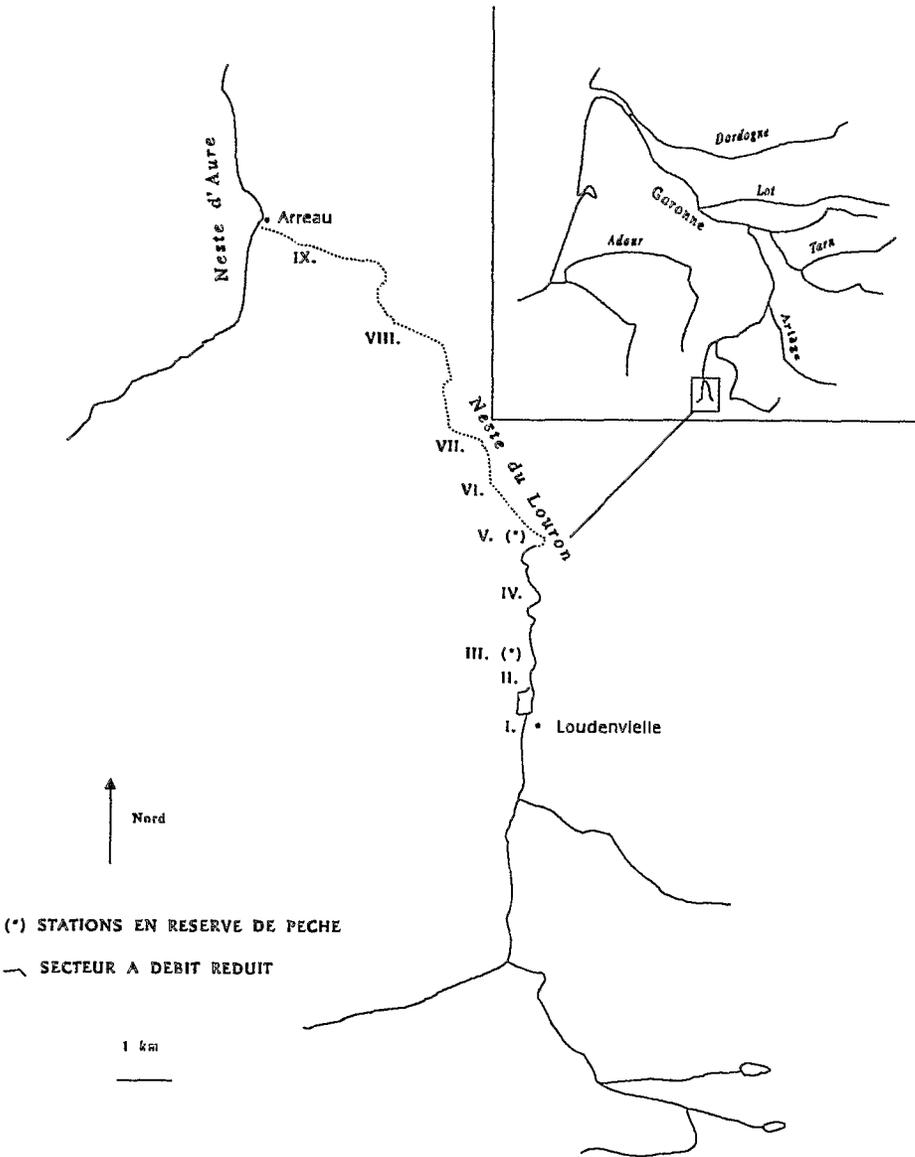


Figure 1 : Situation géographique

Tableau I : Principales caractéristiques des stations d'étude.

Stations	Altitude (m)	Température moyenne hivernale(°C)	Longueur (m)	Largeur moyenne (m)	Pente (%)	Module (m ³ /s)	Biomasse de truites > 180mm (kg/ha)	Densité de truites > 180 mm (ind./ha)
I	960	3.5	317.4	12.3	0.8	3.6	22.6	300.2
II	940	4	116.9	13.2	0.9	4.3	35.6	295.1
III	930	4.5	143	13.4	0.5	4.3	67.1	607.7
IV	905	4.5	544.3	11.7	0.7	4.4	26.4	720.1
V	890	5	238.1	7.7	1	0.7(CC)	161.5	1598.1
VI	860	5.2	70.5	6.6	1.4	1.1 (CC)	53.4	488
VII	847	5.2	66.5	9.6	1.2	1.2(CC)	42.1	525.1
VIII	760	5.4	166.3	9.2	1.3	1.4(CC)	169.4	1626.7
IX	720	5.3	115.2	7.5	0.6	1.7(CC)	100.3	1062.7

*(CC) : stations situées dans un tronçon court-circuité par une centrale hydroélectrique

METHODOLOGIE

Chacune des neuf stations a été subdivisée en unités morphodynamiques ou faciès d'écoulement (MALAVOI 1989). Ces unités correspondent à des zones où les caractéristiques morphodynamiques (pente, vitesse du courant, profondeur) sont homogènes. Le choix de ces faciès a été effectué visuellement en période de débit d'étiage. Soixante trois unités ont ainsi été sélectionnées. Leurs longueurs varient de 6 à 61 m, et leurs largeurs de 2.8 à 19 m.

Techniques d'échantillonnage

- Données relatives à la population de truites communes

Le peuplement piscicole a été échantillonné par pêche électrique à l'aide d'un groupe électrogène fixe de type Electro-Pullman (EPMC), délivrant un courant électrique sous une tension de 480 à 600 Volts pour une intensité de 1 à 2 Ampères. Les échantillonnages ont été réalisés en février 1992 avant le début de la saison de pêche et des repeuplements. Chacun des faciès a été préalablement isolé à l'aide de filets placés transversalement au niveau des limites amont et aval. Plusieurs passages successifs ont été effectués à effort de pêche constant conformément à la méthode de DeLury (DELURY 1951). Les poissons ont été mesurés à 1 mm près et pesés à 1 g près. L'examen des histogrammes des fréquences relatives par classe de taille et des écailles prélevées sur les individus de chaque station ont permis de déterminer la taille moyenne de chaque classe d'âge.

- Données relatives aux caractéristiques de l'habitat physique.

Les caractéristiques de l'habitat physique (tableau II) ont été échantillonnées sur les 63 faciès d'écoulement en février 1992 en période de débit d'étiage.

Tableau II : Définition des variables utilisées dans les analyses.

I.	Largeur
Pen.	Pente de la ligne d'eau
Prf.	Profondeur moyenne
vPrf	Ecart-type de la profondeur
Vf.	Vitesse moyenne au fond
vVf	Ecart-type de la vitesse
Vs.	Vitesse en surface
Q/I	Rapport du débit moyen mensuel d'étiage/largeur
Gra.	Granulométrie du substrat
Ca.	Surface de caches
Zp.	Surface de zones profondes
Sc.	Surface de sous-caves
Bio.	Biomasse de truites de taille supérieure à 180 mm.
Den.	Densité de truites de taille supérieure à 180 mm.

Tableau III : Protocole de mesures des variables de l'habitat physique.

I.	transects
Pen.	goniomètre
Prf.	transects transversaux : méthode des microhabitats (BOVEE 1982).
Vf.	transects transversaux : méthode des microhabitats
Vs.	colorant : méthode HQI. (Habitat Quality Index) (BINNS 1982).
Gra.	transects transversaux : méthode des microhabitats (échelle granulométrique de Cailleux).
Ca.	méthode HQI.

- La méthode des microhabitats.

La méthode des microhabitats ou méthode I.F.I.M. (Instream Flow Incremental Methodology (BOVEE 1982)) a pour objectif à partir de mesures discrètes de vitesse, de profondeur et de granulométrie du substrat effectuées en des points représentatifs de cellules hydrodynamiques homogènes, de quantifier en fonction du débit la qualité et la quantité de microhabitats potentiel qui correspondent à la position exacte d'un poisson caractérisée par un ensemble de conditions physiques (ALLEE *et al* 1949 in SHIRVELL et DUNGEY 1983). Le protocole d'échantillonnage proposé par BOVEE

(1982) et CHAVEROCHE (1990) a été appliqué. La Surface Pondérée Utile (SPU) et la Valeur d'Habitat (VH) ont été calculé pour chaque faciès pour la valeur de débit d'étiage à partir du modèle biologique PHABSIM (Physical Habitat Simulation) (BOVEE ibidem, BELAUD *et al.* 1989)

Les densités et biomasses de truites de taille supérieure à 180 mm ont été confrontées aux valeurs d'habitat. Le rapport entre la biomasse de truites pêchables et la quantité d'habitat physique a été calculé :

$$R. = \frac{B}{S.P.U.}$$

R. = Rapport biomasse de truites > 180 mm et SPU (g /m² de SPU).

B. : Biomasse de truites > 180 mm (g/m²).

Les preferenda utilisés dans les calculs correspondent à ceux établis sur les rivières des Pyrénées (BELAUD *et al* ibidem, CHAVEROCHE ibidem), à l'exception de la granulométrie où la courbe proposée par BOVÉE (1978) a été utilisée en l'absence d'indications validées sur les rivières pyrénéennes.

= Estimation des caches.

ARNETTE (1976, in BINNS et EISERMAN 1979) définit les caches comme toute zone dans le chenal permettant à la truite de se réfugier et de se dissimuler des prédateurs. Cette définition permet de considérer comme caches à la fois des zones turbulentes ou avec une hauteur d'eau suffisante, des gros blocs, tout élément submergé, les affouillements en sous-berges ou encore la végétation aquatique. En suivant le protocole de la méthode HQI (BINNS 1982), la longueur et la profondeur de chacun de ces types de caches ont été mesurées. L'ensemble des sous-blocs, des sous-berges et de la végétation immergée a été classé sous le terme de sous-cavé. Pour chaque faciès une surface totale de caches, de sous-cavés et de zones profondes a ainsi été obtenue. Le pourcentage occupé par chaque type de caches a été ensuite estimé en effectuant le rapport de la surface des caches sur la surface totale de la station.

Traitement des données.

Le jeu de données a été traité à l'aide d'une analyse descriptive : Analyse en Composante Principale (ACP) normée sur un tableau de données centrées et réduites dans lequel les variables de la population de truites pêchables (biomasses et densités) ont été placées en variables supplémentaires (logiciel STATITCF).

Les relations entre les caractéristiques physiques du milieu et l'abondance numérique et pondérale des truites de taille supérieure à 180 mm ont été étudiées à partir de plusieurs techniques de corrélation.

La normalité de la distribution conjointe des couples de variables aléatoires utilisées dans l'analyse a été vérifiée en utilisant le test de KOLMOGOROV-SMIRNOV. Lorsque celle-ci a été validée, des corrélations simples ont été calculées. La validité des modèles linéaires obtenus a été testée à partir de l'examen des résidus réduits (TOMASSONE *et al* 1983). Lorsque les hypothèses d'indépendance et de normalité de la distribution des fréquences relatives cumulées des résidus réduits ont été rejetées, des transformations de variables ont été effectuées afin d'obtenir le meilleur ajustement linéaire. La variance augmentant avec la moyenne, les variables caractérisant l'abondance de la population de truites et les caches ont été transformées. La transformation par la racine carrée a permis d'obtenir une stabilisation de la variance (TOMASSONE *et al* 1983). Les relations entre les variables du milieu et l'abondance des truites pêchables ont été établies à partir de ces variables transformées.

Lorsque l'hypothèse de la normalité de la distribution conjointe des couples de variables aléatoires a été rejetée, la méthode non paramétrique du coefficient de concordance de KENDALL a été utilisée (SPRENT 1992). Les techniques de régressions multiples progressives (TOMASSONE *et al* 1993, DAGNELIE 1975) ont été appliquées sur un échantillon témoin de 42 faciès tirés au hasard parmi les 63 faciès de départ afin d'obtenir des modèles multivariés. La validité de ces modèles a été testée à la fois sur l'échantillon témoin mais surtout sur un échantillon test de 21 faciès tirés au hasard. L'examen du coefficient de corrélation multiple et des résidus réduits a permis de valider le modèle obtenu.

Treize faciès sont situés en réserve de pêche. L'influence de ce mode de gestion des populations de truites sur les résultats des modèles a été testé. La méthode de la régression multiple progressive a été appliquée aux 50 faciès ouverts à la pêche. Le nouveau modèle obtenu ainsi que celui issu de la régression multiple appliquée aux 42 faciès témoins a été testé sur les 13 faciès situés en réserve de pêche.

RESULTATS

Les biomasses et densités varient entre les différents faciès d'écoulement. La biomasse et la densité minimale de truites de taille supérieure à 180 mm sont de 0 tandis que les valeurs maximales sont respectivement de 462.3 kg/ha et de 4507 ind/ha. La taille légale de capture est atteinte en fin de 2^{ème} année. La taille à trois ans varie de 187.3 mm à 193.7 mm.

Analyse en Composante Principale (ACP).

L'essentiel de l'information est contenue sur les axes F1, F2 et F3. Ils expliquent respectivement 47.5, 17.6 et 13.5% de l'inertie du nuage de points. L'étude dans le plan déterminé par les axes F1 et F2 permet d'obtenir les informations les plus pertinentes au niveau des relations entre les caractéristiques d'abondance de la population de truites et les caractéristiques de l'habitat physique.

- Cercle de corrélation des variables (figure 2).

L'axe F1 est défini par les variables de caches (Ca., Sc., Zp.). Les coefficients de ces variables dans l'équation linéaire de l'axe F1 sont respectivement de 0.41, 0.40 et 0.34. Les coefficients de corrélation sont supérieurs pour ces trois variables à 0.80. Les variables de vitesse (Vf., Vs.) ainsi que la profondeur (Prf.) interviennent également mais de façon moins significative. On note l'opposition entre les variables de vitesses et les variables de caches.

L'axe F2 est défini par les variables de profondeur (Prf.), de vitesse (Vf. et Vs.) et la largeur (l.). Le coefficient de la variable profondeur dans l'équation de l'axe 2 est de 0.46 tandis que le coefficient de corrélation est de 0.64.

Le plan défini par les axes F1 et F2 permet donc de déterminer différents gradients de caches, de vitesses, de profondeurs et de largeurs.

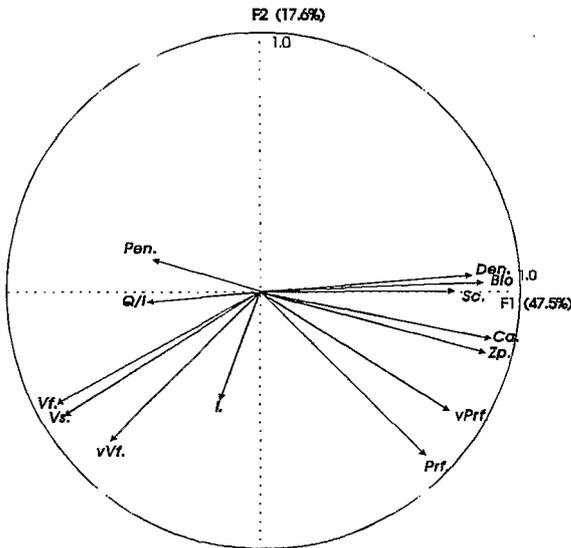


Figure 2 : ACP normée - Cercle des corrélations des variables (F1xF2)

Les variables supplémentaires caractérisant la population de truites pêchables (Bio. et Den.) sont très bien représentées sur l'axe F1. Les coefficients de corrélation de la biomasse et de la densité avec l'axe F1 sont respectivement de 0.87 et 0.83. Le gradient d'abondance des truites pêchables est donc étroitement lié à l'axe F1.

- Carte factorielle des individus (figure 3)

L'étude de la projection des 63 faciès dans le plan factoriel F1xF2 permet de constater que ce sont les faciès profonds à fort potentiel de caches (faciès pools) qui sont le mieux représentés dans la partie positive de l'axe 1 (306, 417, 507, 602 et 702). Sur l'axe F2 on retrouve une opposition entre les faciès à faible vitesse de courant (faciès plats) bien représentés dans la partie positive de l'axe (505, 502, 504 et 503) et les faciès cascades bien représentés dans la partie négative (203, 416, 305, 403, 303).

Le plan factoriel F1xF2 détermine un gradient de faciès à partir des caractéristiques physiques du milieu. Ce gradient permet de distinguer successivement des faciès de type pool, plat profond, plat lent, radier, rapide et cascade. Il est étroitement lié au gradient d'abondance des truites adultes. La variable profondeur discrimine les faciès pools et les faciès radier tandis que les variables de vitesse sépare les faciès cascades et rapides des faciès plats. Les faciès pool présentent les plus fortes biomasses et densités de truites pêchables tandis que les faciès cascades présentent les valeurs les plus faibles.

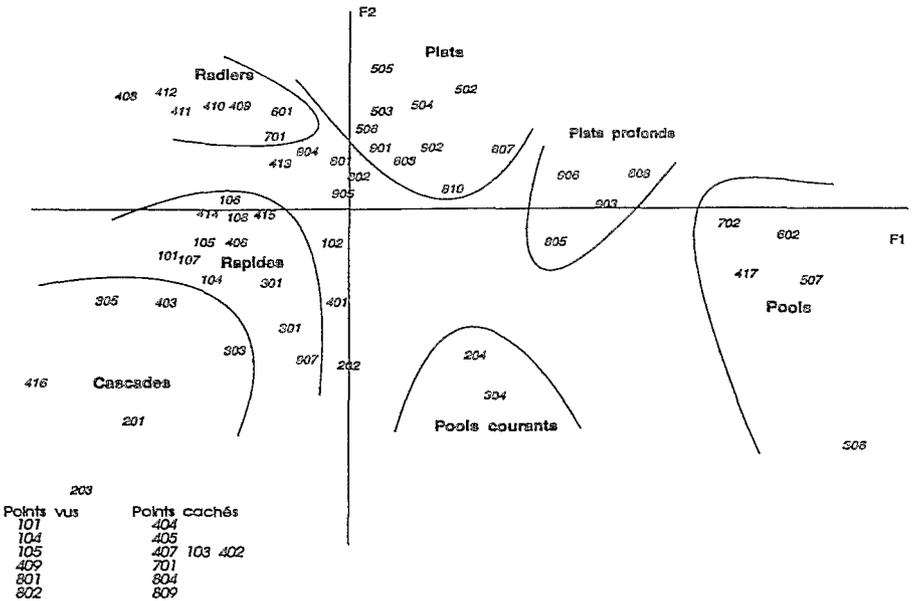


Figure 3 : Analyse en composante principale (ACP) - Carte factorielle des individus (F1xF2)

Relations entre l'abondance des truites pêchables et les variables de l'habitat physique

- Coefficients de concordance de KENDALL (W).

Les biomasses et densités sont significativement concordantes avec 3 variables de l'habitat physique (tableau IV).

Tableau IV: Coefficients de concordance de KENDALL (W) . ($p < 0.01$)

Variables	Biomasses	Densités
vitesse au fond	0.85	0.88
vitesse de surface	0.83	0.86
sous-cave	0.89	0.89

- Régressions linéaires

Les variables surfaces de caches, surface de zones profondes et profondeur ont permis d'obtenir des ajustements linéaires satisfaisant aux conditions requises par les statistiques d de DURBIN WATSON ($1.62 < d < 2.35$) et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV ($D < 0.168$), pour un risque $\alpha = 0.05$.

La surface de caches explique respectivement 68 et 75 % de la densité et la biomasse de truites pêchables, la surface de zones profondes 64 et 70 % et la profondeur 21 et 26% (tableaux V et VI). Les tableaux V et VI présentent les caractéristiques des ajustements linéaires réalisés.

Tableau V : Caractéristiques statistiques des régressions linéaires établies entre les variables de l'habitat physique et $\sqrt{\text{Bio.}}(\text{kg} / \text{ha})$.

Variables explicatives	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Ca.}}$	0.75	2.23	4.7	0.066
$\sqrt{\text{Zp.}}$	0.70	2.05	4.7	0.063
Prf.	0.26	1.96	1.5	0.07

Tableau VI : Caractéristiques statistiques des régressions linéaires établies entre les variables de l'habitat physique et $\sqrt{\text{Den.}}(\text{ind.}/\text{ha})$.

Variables explicatives	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Ca.}}$	0.68	2.25	1.5	0.119
$\sqrt{\text{Zp.}}$	0.64	1.98	3.1	0.103
Prf.	0.21	2.05	0	0.07

- Modèles multivariés.

Les caractéristiques d'abondances (biomasses et densités) des deux séries de faciès (faciès témoins et faciès tests) ne diffèrent pas significativement (Mann et Whitney ($p < 0.05$)). La régression multiple progressive a permis de sélectionner sur les 42 faciès témoins trois variables de l'habitat physique : la profondeur (Prf.), la vitesse au fond (Vf.) et la surface des sous-caves (Sc.). Deux modèles statistiques ont été établis (Modèles I). Ils satisfont aux conditions requises par les statistiques d de DURBIN-WATSON ($1.66 < d < 2.34$) et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV ($D < 0.205$) pour un risque $\alpha = 0.05$.

Modèles I :

$$\sqrt{\text{Biomasse}} = 0.13 \times \text{Prf.} + 10.91 \times \frac{1}{\sqrt{\text{Log}(\text{Vf.})}} + 2.97 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 14.69$$

$$\sqrt{\text{Densité}} = 0.32 \times \text{Prf.} + 31.08 \times \frac{1}{\sqrt{\text{Log}(\text{Vf.})}} + 9.77 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 44.56$$

Tableau VII : Caractéristiques statistiques des deux modèles multivariés établis pour les biomasses et les densités.

Variabes à expliquer	r ²	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D.
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.80	1.69	2.4	0.069
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.75	1.87	2.4	0.1001

Les deux modèles permettent donc d'expliquer 80% de la variation de biomasses et 75% de la variation de densités (figures 4 et 5).

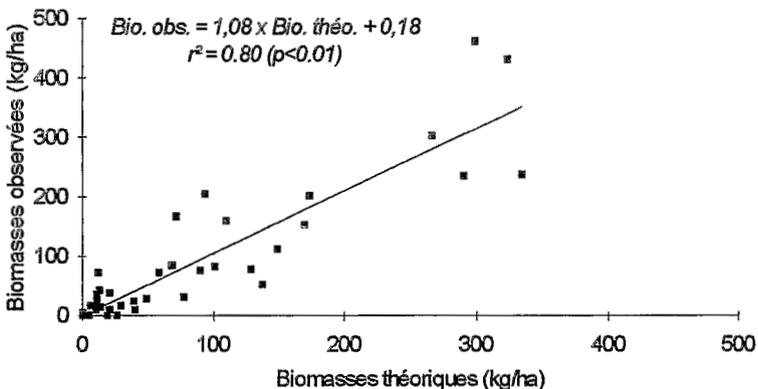


Figure 4 : Biomasses théoriques et observées - modèle multivarié.

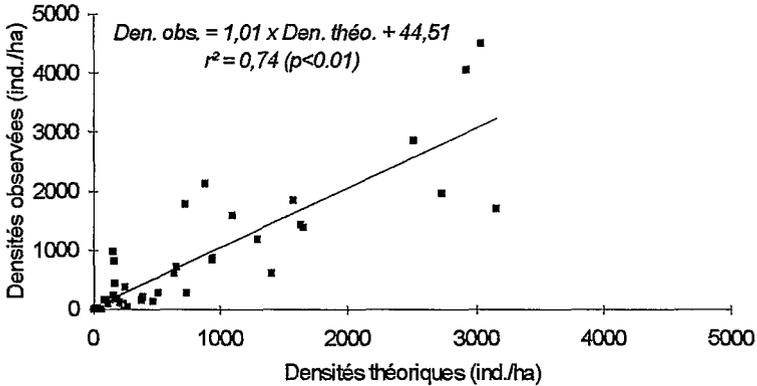


Figure 5 : Densités théoriques et observées - modèle multivarié.

- Tests de validation des modèles I

Sur les 21 faciès tests, les coefficients de corrélation sont significatifs (respectivement de $r^2=0.83$ ($p<0.01$) pour les biomasses et $r^2=0.77$ ($p<0.01$) pour les densités). Mais, l'examen des résidus réduits indiquent que d'une part, leur indépendance n'est pas respectée ($1.42 < d < 2.58$) et d'autre part, l'ensemble des résidus réduits pour le modèle des biomasses n'appartient pas à l'intervalle $-3 < \text{résidus réduits} > +3$. De plus, les pentes des droites de régression ($b = 1.30$ pour les biomasses et $b = 1.39$ pour les densités) sont significativement différentes de 1. Les biomasses théoriques prévues par les modèles sont significativement sous-estimées par rapport aux valeurs observées. Malgré la forte corrélation entre les valeurs observées et théoriques, les modèles établis sur les 43 faciès témoins ne peuvent donc pas être validés sur les faciès tests.

Tableau VIII : Caractéristiques statistiques de la régression valeurs observées et valeurs théoriques des modèles multivariés testés sur 21 faciès

Variables à expliquer	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	résidus réduits $< \pm 3$ (%)	D
Biomasse	0.83	1.25	4.7	4.7	0.119
Densité	0.77	1.13	4.7	0	0.214

Influence de la gestion en réserve de pêche sur les résultats des modèles multivariés.

La méthode de la régression multiple progressive a permis d'obtenir un nouveau modèle (modèle II) à partir des 50 faciès ouverts à la pêche. Comme pour les 42 faciès témoins, les trois variables profondeur, vitesse au fond et sous-caves ont été sélectionnées par la procédure. On obtient le modèle II de calcul des biomasses.

Modèle II :

$$\sqrt{\text{Biomasse (kg/ha)}} = 0.07 \times \text{Prof.} + 10.11 \times \sqrt[3]{\text{Log(Vf.)}} + 4 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 14.41$$

Le modèle II établi sur l'ensemble des faciès ouverts à la pêche possède des caractéristiques identiques à celles du modèle I. Les coefficients de régression des trois variables ne diffèrent pas significativement des coefficients du modèle I (test t ($p < 0.05$)). La gestion en réserve de pêche de certains faciès n'influence pas donc la construction du modèle statistique de calcul des biomasses de truites pêchables.

Tableau IX : Caractéristiques statistiques du modèle II.

Variables à expliquer	r ²	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg/ha)}}$	0.77	1.92	4	0.007

Les modèles multivariés I et II établis sur les biomasses ont été testés sur les 13 faciès situés en réserve de pêche. Pour le modèle I, les biomasses observées sont significativement corrélées aux biomasses théoriques ($r^2=0.85$ ($p < 0.01$)). Les statistiques d de DURBIN-WATSON ($d=2.08$), le pourcentage de résidus réduits n'appartenant pas à l'intervalle ($-1.96 < e < +1.96$) ($p= 4.7\%$) et le test de normalité de KOLMOGOROV-SMIRNOV ($D=0.132$) permettent de valider le modèle linéaire de régression entre les valeurs observées et les valeurs théoriques. De plus, la pente de la droite ($b=1.22$) n'est pas significativement différente de 1 ($t=1.46$ ($p < 0.05$)). Elle est d'autre part inférieure à celle de la régression établie sur les 21 faciès tests ($b=1.30$). Les valeurs théoriques de biomasses des faciès gérés en réserve de pêche sont donc moins sous-estimées par le modèle que celles des 21 faciès tests. Pour le modèle II, là encore, les valeurs de biomasses observées sont significativement corrélées aux valeurs théoriques ($r^2=0.74$ ($p < 0.01$)). Les tests d de DURBIN-WATSON et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV valident l'indépendance et la normalité des résidus. La pente de la droite de régression ($b=1.09$) n'est pas significativement différente de 1 ($t=0.53$ ($p < 0.05$)). Les modèles I et II basés sur 3 variables de l'habitat physique permettent d'estimer les valeurs de biomasses des 13 faciès situés en réserve de pêche sur la Neste du Lournon.

Relation entre l'abondance des truites pêchables et les microhabitats.

Les valeurs d'habitat (V.H.) des 63 faciès d'écoulement calculées pour la truite commune adulte à l'étiage sont significativement corrélées aux biomasses et aux densités de truites pêchables échantillonnées à la même période (respectivement $r^2=0.21$ ($p<0.01$) et $r^2=0.18$ ($p<0.01$). L'examen des résidus réduits (tableau X) permet de valider l'ajustement linéaire entre les V.H. et les $\sqrt{\text{Biomasses}}$ ou les $\sqrt{\text{Densités}}$. Si l'on étudie séparément les 36 faciès situés en régime de débit naturel et les 27 faciès situés en régime de débit régulé par l'activité hydroélectrique, on constate que la corrélation entre la valeur d'habitat et les biomasses et densités de truites pêchables est nettement plus forte pour les faciès à débit régulé (respectivement $r^2=0.59$ ($p<0.01$)) et $r^2=0.52$ ($p<0.01$)) (tableau XI) que pour les faciès à débit naturel ($r^2=0.20$ ($p<0.01$) et $r^2=0.18$ ($p<0.02$)) (tableau XII).

Tableau X : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables.

Variables à expliquer	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.21	2.27	1.5	0.0698
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.18	2.30	3.1	0.0857

Tableau XI : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables pour les 27 faciès situés en débit régulé.

Variables à expliquer	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.59	2.06	3.7	0.0587
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.52	2.06	0	0.0604

Tableau XII : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables pour les 36 faciès situés en débit naturel.

Variables à expliquer	r^2	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.20	2.2	2.7	0.0701
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.18	2.1	2.7	0.0851

Le rapport entre la biomasse de truites pêchables et la quantité d'habitat favorable (SPU) varient selon le faciès. La valeur minimale est de 0 g/m² de SPU, la valeur maximale de 98.7 g de truites > 180 mm /m² de SPU. Il n'y a pas de différence significative entre le rapport calculé pour les faciès ouverts à la pêche et celui calculé les faciès situés en réserve ($t = -1.20$ ($p < 0.05$)). A l'inverse, on observe une différence significative entre le rapport calculée pour les faciès situés en tronçon court-circuitée par la centrale hydroélectrique et les faciès situés en régime de débit non régulé ($t = -5.1$ ($p < 0.05$)). L'occupation de l'habitat physique par les truites pêchables est significativement inférieure pour les faciès situés en débit naturel.

Sur l'ensemble des faciès, on note une corrélation entre le taux d'occupation de l'habitat physique et les racines carrées des surfaces occupées par les caches et les sous-caves ($r^2 = 0.53$ ($p < 0.01$) et $r^2 = 0.47$ ($p < (0.01)$)).

DISCUSSION

L'analyse des relations entre les populations de truites communes et les caractéristiques de l'habitat ainsi que la construction de modèles prédictifs doivent s'appuyer sur plusieurs étapes essentielles parmi lesquelles on peut citer : le choix d'une échelle d'approche bien définie (HAURY *et al* 1991), l'acquisition d'une base de données importante et diversifiée, la recherche de la signification écologique des paramètres introduits dans le modèle (WEISBERG 1980), la validation sur un ensemble de données tests qui n'ont pas été utilisées dans l'élaboration du modèle (FAUSH *et al* 1988).

L'approche par faciès d'écoulement permet de différencier plusieurs groupes d'unités morphodynamiques homogènes. Ces groupes recoupent en grande partie ceux établis lors de l'approche visuelle préliminaire. Cette différenciation des faciès de type pool, plat profond, plat, radier, rapide et cascade est très proche de celle établie par CHAVEROCHE (1990) sur 137 faciès d'écoulement de différentes rivières du sud de la France et des Alpes. Ces différents groupes sont de plus étroitement liés à l'abondance des truites pêchables. Les faciès pool possèdent les plus fortes biomasses et densités tandis que les faciès cascades et rapides possèdent les plus faibles valeurs. CHAVEROCHE (*ibidem*) classe les groupes de faciès en fonction de la valeur moyenne de biomasse de truites. Il retrouve une hiérarchie très similaire à celle de notre étude.

Il existe donc une sélection d'unité morphodynamique par les truites adultes, sélection influencée par les variables de l'habitat physique. Ce niveau d'étude semble donc pertinent du point de vue de la détermination et de l'estimation des descripteurs de l'habitat physique ainsi que de l'étude de leur relation avec l'abondance des truites adultes.

Trois descripteurs de l'habitat physique ont été sélectionnés par la méthode des régressions multiples progressives pour construire les deux modèles multivariés expliquant les variations de biomasses et de densités de truites pêchables : la profondeur moyenne, la vitesse moyenne au fond et la surface de sous-caves. Les caches et la profondeur constituent des variables fréquemment utilisées dans les études et les modèles d'habitat spécifiques aux truites adultes (HALL et KNIGHT 1981). STEWART (1970) propose deux modèles de calcul des abondances de truites de taille supérieure à 180 mm. Il utilise la profondeur moyenne et les caches (surface totale de caches ou surface de sous-blocs). De même, HARSHBARGER et BHATTACHARRYA (1981) construisent un modèle statistique de prédiction des biomasses de truites de 2 ans et plus, basé uniquement sur des variables de caches. FAUSH *et al* (1988) recensent 22 modèles d'habitat faisant intervenir la variable cache dans le calcul et 17 faisant intervenir la profondeur. Les caches constituent l'habitat préférentiel des truites lors des périodes de repos ou d'affût (HAURY *et al* 1991). De nombreux auteurs ont montré que l'on pouvait relier leur abondance avec celle des truites, qu'ils s'agissent de caches constituées par des sous-caves (HUNT 1976, WESCHE 1976 et 1980, ENK 1977, FAUSH et WHITE 1981, KOZEL *et al* 1990, JOWET 1992) ou un couvert végétal (WESCHE 1987). La profondeur, joue également un rôle dans le choix de l'habitat de repos particulièrement pour des truites adultes (importance des zones profondes (LEWIS 1969, KOZEL *et al* *ibidem*). KENNEDY et STRANGE (1982) indiquent que 74% des truites adultes sont capturées dans des zones où la profondeur moyenne est supérieure à 20 cm . Elle intervient également dans le choix de l'habitat de nutrition (SHIRVELL et DUNGEY 1983). L'abondance des truites peut être plus ou moins fortement liée à la profondeur moyenne de la station (NIELSEN 1986, KROG et HERMANSEN 1987). Pour la variable vitesse du courant, BOLHIN (1977), EGGLESHAW et SHACKLEY (1977), BAGLINIERE et CHAMPIGNEULE (1982) indiquent que les truites adultes préfèrent des vitesses de courant assez lentes. Comme la profondeur, cette variable intervient dans le choix des différents microhabitats de nutrition, de cache ou de reproduction (SHIRVELL et DUNGEY (*ibidem*), EGGLESHAW et SHACKLEY (*ibidem*)). Elle est même considérée comme le principal facteur responsable de ce choix (BACHMAN 1984, DE GRAAF et BAIN 1986, HEGGENES et SALTVEIT 1990). Les fortes vitesses jouent un rôle de facteur limitant et pourront donc influencer directement l'abondance des truites (LEWIS (*ibidem*), WESCHE (*ibidem*), BOLHIN (*ibidem*). On note, dans le cas de la NESTE du LORON, une diminution très significative des biomasses et des densités de truites lorsque la vitesse moyenne au fond est supérieure à 25 cm/s. En deçà, ce facteur semble moins limitant, les valeurs de biomasses et densités varient de façon plus significative.

Après la recherche de la signification écologique des variables retenues, le test d'un modèle statistique sur des sites n'ayant pas été utilisés dans son élaboration est une étape essentielle dans la validation de ce type d'outil. Pourtant, peu de modèles de calcul de biomasses de truites ont été testés sur différents sites. Seuls, les modèles HQI (BINNS et EISERMAN 1979), WRR1 (WESCHE 1980) ou IFIM (BOVEE 1982) ont

été appliqués sur différentes rivières. L'application des deux modèles statistiques obtenus sur la Neste du Louron à 21 faciès tests n'a pas permis de valider ces outils. Les deux modèles sous-estiment significativement les fortes valeurs de biomasses. Concernant l'influence des stations en réserve de pêche sur ces résultats, il semble que ce mode de gestion ne modifie pas les processus d'élaboration des modèles. On notera cependant que contrairement aux 21 faciès tests, les deux modèles statistiques ont pu être validés lorsqu'ils sont appliqués aux faciès en réserve. La notion de population de truites en équilibre avec une capacité d'accueil physique semble pouvoir être mieux validée sur ces stations. HEALEY (1980), DONALD et ALGER (1989), BRANA *et al* (1992) ne trouvent pas de différences significatives entre les densités de truites pêchables de secteur exploités et de secteurs non exploités par la pêche. Ceci peut être directement lié à une meilleure survie des juvéniles. En effet, la présence de poissons âgés peut entraîner une forte prédation sur les juvéniles ou les obliger à migrer pour occuper des habitats marginaux (HEALEY (*ibidem*), WERNER *et al* 1983 cités par BRANA *et al* *ibidem*). La pêche ne semble donc pas constituer le principal facteur limitant vis-à-vis de l'abondance des truites pêchables.

Des facteurs tels que la température de l'eau ou les conditions trophiques peuvent également jouer un rôle vis-à-vis de la validation des modèles. En effet, ces variables et surtout la température qui n'a pas été intégrée dans l'analyse influence l'abondance des truites (BOWLBY et ROOF 1986). Elle joue un rôle déterminant vis-à-vis de la croissance (ELLIOT 1984, BAGLINIERE et MAISSE 1990). Toutefois, les tailles moyennes à trois ans varient faiblement entre les différentes stations et la taille légale de capture est atteinte à des âges très similaires. L'influence de ces facteurs peut donc être considérée comme relativement similaire entre les neuf stations.

En intégrant le microhabitat comme niveau d'analyse plus fin, le modèle PHBASIM constitue un outil d'étude quantitative des relations entre l'habitat physique potentiel et l'abondance des truites. Sur les 63 faciès d'écoulement l'abondance des truites adultes est significativement corrélée avec la valeur d'habitat. En séparant les faciès selon leur régime de débit (influencé ou naturel), on constate de nettes différences entre ces deux groupes tant au niveau des corrélations entre la valeur d'habitat et les abondances de truites pêchables qu'au niveau de l'occupation de l'habitat physique. Pour un régime de débit régulé donc stable durant la majeure partie de l'année, la valeur d'habitat explique 59% de la variation de biomasses. À l'inverse, pour un débit naturel donc variable dans le temps, la valeur d'habitat calculée à l'étiage n'explique que 20% de la variation de biomasses. Pour les faciès en débit régulé, la valeur d'habitat correspond à une situation de débit médian, c'est-à-dire à la qualité d'habitat physique la plus souvent observée dans le tronçon. À l'opposé, dans le débit naturel, la valeur d'habitat calculée ne reflète qu'une image ponctuelle de la qualité de l'habitat physique. Ces observations confirment le fait que les modèles de microhabitats doivent être utilisés de façon dynamique en fonction du débit. Ils indiquent également que le débit d'étiage bien que représentant la valeur minimale en terme de surface mouillée, ne semble pas correspondre à une valeur limitante en terme de qualité d'habitat physique. En

revanche, calculée pour une valeur de débit médian, la valeur d'habitat semble constituer un bon descripteur de l'habitat physique des truites adultes. LOAR *et al* (1985) indiquent que les meilleures corrélations entre la valeur d'habitat et les abondances de truites communes sont obtenues en considérant la valeur d'habitat minimale sur un cycle annuel de débit. Des corrélations instantanées entre l'abondance des truites et une valeur d'habitat ponctuelle donnent des résultats beaucoup moins satisfaisants. STALNAKER (1979), WESCHE (1980), NEHRING et ANDERSON (1983), FRAGNOUD (1987), SOUCHON *et al* (1989), JOWETT (1992) montrent également que l'abondance des truites et plus particulièrement l'abondance des truites adultes peut être corrélées à la valeur d'habitat calculée par la méthode IFIM. A l'inverse, CONDER et ANNEAR (1983), SHIRVELL et MORANTZ (1983) ou CHAVEROCHE (1990) ne mettent aucune relation en évidence. De nombreuses critiques ont été adressées à cette méthode notamment au niveau de l'utilisation de la valeur d'habitat comme outil de prédiction des abondances de truites (MATHUR *et al* 1985, SHIRVELL 1986). Dans le cas de la Neste du Louron, les faibles corrélations obtenues sur l'ensemble des faciès s'expliquent en grande partie, comme on l'a vu précédemment, par le calcul pour le débit naturel d'une valeur ponctuelle d'habitat. Mais ceci peut être également lié à l'absence de courbes de préférence granulométrique pour les rivières pyrénéennes. Nous avons utilisé les valeurs proposées par BOVEE (1978). La granulométrie joue surtout un rôle particulier vis-à-vis du microhabitat de caches. Hors, la courbe de BOVEE (*ibidem*) propose une valeur de préférence maximale pour les classes granulométriques petits graviers (0.2-2 cm), graviers (2-10 cm) et galets (10-20 cm). Ces classes granulométriques ne peuvent constituer des caches satisfaisantes pour les truites adultes que l'on retrouve de façon nettement plus marquée au niveau des blocs (BAGLINIERE et CHAMPIGNEULE 1982, FRAGNOUD 1987). La méthode des microhabitats appliquée avec les courbes de granulométrie proposée par BOVEE (*ibidem*) ne permet donc pas une estimation satisfaisante du facteur caches qui on l'a vu, joue un rôle prépondérant vis-à-vis des truites adultes. L'estimation de la valeur d'habitat telle qu'elle est définie dans la méthode nécessite donc une meilleure prise en compte des caches, prise en compte qui doit passer par l'établissement de courbes de préférence granulométrique spécifiques aux rivières pyrénéennes. Il est important également de préciser que l'utilisation des microhabitats par la truite varie en fonction de la taille, mais également en fonction du type d'activité (repos, nutrition) et de la saison. En ne considérant qu'une courbe de préférence par stade de développement, la méthode limite la notion et la diversité des microhabitats. Les différents résultats obtenus dans cette étude montrent l'importance de la qualité du milieu physique vis-à-vis de l'abondance des truites. Toute action visant à améliorer ou à dégrader cette qualité aura des répercussions sur les densités de truites pêchables et donc sur la qualité de la pêche. Aux Etats-Unis, de nombreux projets de réhabilitation de milieux dégradés ont permis une très nette amélioration au niveau des populations de Salmonidés (HUNTER 1991). L'action sur le milieu physique doit donc constituer un élément clé dans la gestion des populations de Salmonidés.

L'étude des 63 faciès d'écoulement sur la Neste du Louron permet de constater que l'élaboration d'outil de calcul d'abondance des truites pêchables à partir des données de l'habitat physique peut donner des résultats intéressants. Toutefois, la validation de ce type d'approche est indispensable et nécessite un jeu de données très conséquent. Elle doit tenir compte également de la spécificité régionale des sites étudiés et le cadre de son application doit dans un premier temps, se limiter aux rivières pyrénéennes. A l'avenir, une telle étude doit intégrer un suivi dans le temps des populations de truites. En effet, la validité d'une modélisation statistique repose également sur l'hypothèse d'une stabilité dans le temps des effectifs des populations étudiées lorsque les caractéristiques de l'habitat ne varient pas. Hors, PLATTS et NELSON (1988) montre une forte variabilité dans le temps des abondances de Salmonidés sans modification de la qualité de l'habitat physique. L'équilibre entre la population et les conditions du milieu doit donc être vérifié. Le suivi dans le temps doit également permettre de remplacer les variables de biomasses et de densités qui constituent une image ponctuelle de la population de truite par la production annuelle de poissons pêchables qui constitue elle, une variable plus dynamique.

REMERCIEMENTS.

Les auteurs tiennent à remercier pour son aide et sa collaboration la Fédération de pêche des Hautes-Pyrénées et plus particulièrement son conseiller scientifique Dr Noël ABAD ainsi que le Dr. Jean-Luc BAGLINIERE pour ses remarques et la lecture critique du manuscrit.

REFERENCES

- BACHMAN (R.A.), 1984. - Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113 (1) : 1-32.
- BAGLINIERE (J.L.) et CHAMPIGNEULE (A.), 1982. - Densité des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) et de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) sur le cours principal du Scorff (Bretagne) : préférendums physiques et variations annuelles (1976-1980). *Acta Oecol. Oecol. Appl.*, 3 (3) : 241-256.
- BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.), 1990. - La croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 318 : 89-101.
- BELAUD (A.), CHAVEROCHE (P.), LIM (P.) et SABATON (C.), 1989. - Probability-of-use curves applied to brown trout (*Salmo trutta* L.) in rivers of Southern France. *Regulated rivers : Research and management*, Vol 3 : 321-336.
- BINNS (N.A.), 1982. - *Habitat Quality Index : procedure manual*. Wyoming Game and Fish Department, Laramie, 209 p.

- BINNS (N.A.) et EISERMAN (F.M.), 1979. - Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108 (3) : 215-228.
- BOLHIN (T.), 1977. - Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta L.* *Oikos*, 29 : 112-117.
- BOWLBY (J.N.) et ROOF (J.C.), 1986. - Trout biomass and habitat relationship in Southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 513-514
- BOVEE (K.D.), 1978. - Probability-of-use criteria for the family salmonidae. *Report U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-78/07*, Fort Collins, Colorado, USA, 80 p.
- BOVEE (K.D.), 1982. - A guide to stream habitat analysis using Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper*, n° 12, FWS/OBS 82/86, 248p.
- BRANA (F.), NICIEZA (A.G.) et TOLEDO (M.M.), 1992.- Effects of angling on population structures of brown trout, *Salmo trutta L.*, in a mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237 : 61-66.
- CHAUVEROCHE (P.), 1990. - Recherche sur les préférences d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta L.*). Aide à la détermination de la valeur d'un débit réservé. Thèse de Dr. Sciences, Université de Provence, Marseille, 214p.
- CLARK (R.D.), ALEXANDER (G.R.) et GOWING (H.), 1980. - Mathematical description of trout-stream fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109 (6), 587-601.
- CONDER (A.L.) et ANNEAR (T.C.), 1987. - Test of weighted usable area derived from a PHABSIM model for instream flow studies on trout streams. *North Am. J. Fish. Manage.*, 7 : 339-350.
- DAGNELIE (P.), 1975. - *Analyses statistiques à plusieurs variables*. Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 362p.
- DECAMPS (H.), 1967. - Ecologie des trichoptères de la vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Annls Limnol.*, 3 (3) : 399-577.
- DEGRAAF (D.A.) et BAIN (L.H.), 1986. - Habitat use by and preferences of juveniles Atlantic salmon in two New-foundland rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 671-681.
- DELURY (D.B.), 1951. - On the planning of experiments for estimation of fish populations. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 8 : 211-307.
- DONALD (D.B.) et ALGER (D.J.), 1989. - Evaluation of exploitation as a means improving growth in a stunted population of Brook trout. *North Am. J. Fish. Manage.*, 9 : 177-183.
- EGGLISHAW (H.J.) et SHACKLEY (P.E.), 1982. - Influence of water depth on dispersion of juvenile Salmonids *Salmo salar L.* and *trutta L.* in a Scottish stream. *J. Fish. Biol.* 21 : 141-155.
- ELLIOT (J.M.), 1984. - Growth, size, biomass and production of young migratory *Salmo trutta L.* in a Lake District stream. *J. Anim. Ecol.*, 53 : 979-994.
- ENK (M.D.), 1977. - Instream overhead bank cover and trout abundance in two Michigan streams. M.S. Thesis. Michigan State University, East Lansing, 127p.

- FAUSH (K.D.) et WHITE (R.J.), 1981. - Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Michigan stream. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 38 : 1220-1227.
- FAUSH (K.D.), HAWKES (C.L.) et PARSONS (M.G.), 1988. - Models that predict the standing crop of stream fish from habitat variables. U.S. Forest Service General Technical Report. PNW-GTR-213, 52p.
- FRAGNOUD (E.), 1987. - Préférence d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario* L.1758) en rivière. Thèse Doc. Fac. Sci., Univ. Claude Bernard Lyon I, Lyon, 435p.
- HALL (J.D.) et KNIGHT (N.J.), 1981. - Natural variation in abundance of salmonids populations in streams and its implications for design of impacts studies. EPA-600/S3-81-021. Corvallis, OR : U.S. Environmental Protection Agency. 85p.
- HARSHBARGER (T.J.) et BHATTACHARYYA (H.), 1981. An application of factor analysis in an aquatic habitat study. in CAPEN (D.E.) ed. *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. Gen. Tech. Re. RM-87. Fort Collins, CO : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 180-184.
- HAURY (J.), OMBREDANE (D.) et BAGLINIERE (J.L.), 1991. - L'habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en eaux courantes. in BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.) ed. - *La truite, biologie et écologie*. INRA Paris, 47-96.
- HEALEY (M.C.), 1980. - Growth and recruitment in experimentally exploited lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol 37c (2) : 255-267.
- HEGGENES (J.) et SALTVEIT (S.J.), 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and Brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *J. Fish. Biol.*, 36 : 707-720.
- HUNT (R.L.), 1976. - A long-term evaluation of trout habitat development and its relation to improving management-related research. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105 (3) : 361-364.
- HUNTER (C.J.), 1991. - *Better trout habitat*. Island Press, Covelo, 320p.
- JOWETT (I.G.), 1992. - Models of the abundance of large brown trout in New Zealand Rivers. *North Am. J. Fish. Manage.*, 12 : 417-432.
- KENNEDY (G.J.A.) et STRANGE (C.D.), 1982. - The dispersion of salmonids in Upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish. Biol.*, 20 : 579-591.
- KOZEL (S.J.), HUBERT (W.J.) et PARSONS (G.P.), 1990. - Habitat features and trout abundance relative to gradient in some Wyoming streams. *Northwest Science*, 63 (4) : 175-182.
- KROG (G.), HERMANSEN (H.), 1986. - Physical structure and brown trout (*Salmo trutta fario*) populations in small danish lowland. *Fish. Magt.*, 17 (4), 216-222.
- LEWIS (S.L.), 1969. - Physical factors influencing fish populations in pool of a trout streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 183-195.

- LOAR (J.M.), SALE (M.J.) et CADA (G.F.), 1985. - Application of habitat evaluation in southern Appalachian trout streams. *Environmental Sciences Division publications*, 2383, ORNL/TM, 9323, 230p.
- MALAVOI (J.R.), 1989. - Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques d'un cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 315 : 189-210.
- MATHUR (D.), BASON (W.H.), PURDY (E.J.) et SILVER (C.A.), 1985. - A critique of instream flow incremental methodology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol 42 : 825-831.
- NEHRING (R.B.) et ANDERSON (R.M.), 1983. - Stream fisheries investigations. Fort Collins CO: Colorado Division of Wildlife, Job Progress Report, Federal Aid Project, F-51-R, 188p.
- NIELSEN (G.) 1986. Dispersion of brown trout (*Salmo trutta L.*) in relation to stream cover and water depth. *Pol. Arch. Hydrobio.*, 33 (3/4) : 474-488.
- PARENT (A.), 1991. - Etude de protocoles expérimentaux d'analyses de la qualité d'habitat piscicole d'un tronçon de rivière à débit réservé. Rapport D.E.R. EDF HE 31/91-05, 54p.
- PLATTS (W.S.) et NELSON (R.L.), 1988. - Fluctuations in trout populations and their implications for land-use evaluation. *North. Am. J. Fish. Manage.*, 8 : 333-345.
- SHIRVELL (C.S.), 1986. - Pitfalls of physical habitat simulation in the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1460, 68p.
- SHIRVELL (C.S.) et DUNGEY (R.G.), 1983. - Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 112 : 355-367.
- SHIRVELL (C.S.) et MORANTZ (D.L.), 1983. - Assessments of instream flow incremental methodology for Atlantic salmon in Nova Scotia. *Trans. Can. Elect. Assoc.*, vol 22, 83-H-108, 22p.
- SOUCHON (Y.), TROCHERIE (F.), FRAGNOUD (E.) et LACOMBE (C.), 1989. - Les modèles numériques des microhabitats des poissons : applications et nouveaux développements. *Rev. Sci. Eau.*, 807-830.
- SPRENT (P.), 1992. - *Pratique des statistiques non paramétriques*. INRA éditions, Paris, 294p.
- STALNAKER (C.), 1979. - The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. in WARD et STANDFORD, *The ecology of regulated streams*, Plenum, New-York, 321-337.
- STEWART (P.A.), 1970. - Physical factors influencing trout density in a small stream. M.S. thesis, Fort Collins, CO: Colorado State University, 78p.
- THIBAUT (M.) 1991. - La gestion des populations naturelles de truites communes en France analysées dans une perspective historique. in BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.) ed. - *La truite, biologie et écologie*. INRA Paris, 239-293.

- TOMASSONE (R.), LESQUOY (E.), et MILLIER (C.), 1983. - *La régression, nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique*. INRA actualités scientifiques et agnomiques, 13, Masson, Paris, 177p.
- TOMASSONE (R.), DERVIN (C.) et MASSON (J.P.), 1993. - *Biométrie, Modélisation de phénomènes biologiques*. Masson, Paris, 553p.
- VIBERT (R.) et LAGLER (K.F.), 1961. - *Pêches continentales. Biologie et aménagement*, Dunod, Paris, 720p.
- WEISBERG (S.), 1980. - *Applied linear regression*. John Wiley and Sons, New York, 283 p.
- WERNER (E.E.), GILLIAM (J.F.) , HAL (D.J.) et MITTELBAACH (G.G.), 1983. - An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology*, 1540-1548.
- WESCHE (T.A.), 1976. - Development and application of trout cover rating system for IFN determination, *Instream Flow Needs*, vol II : 224-234.
- WESCHE (T.A.), 1980. - The WRRRI cover rating method - development and application. University of Wyoming, Water Resources Research Institute Series Publication 78, Laramie, 46p.
- WESCHE (T.A.), GOERTLER (C.M.) et FRYE (C.B.), 1987. - Contribution of riparian vegetation trout cover in small streams. *North Am. J. Fish. Manage.*, 7 : 151-153.
- WHITE (R.J.), WELLS (J.D.) et PETERSON (M.E.), 1983. - Effects of urbanization on physical habitat for trout in streams. Bozeman, MT: Montana Water Resources Research Center, Montana State University; research project technical completion report A-134- MONT, 41p.