



HAL
open science

Etude écotoxicologique et environnementale de la rivière Drôme : application à la survie de la loutre

Alexandra Richard-Mazet

► To cite this version:

Alexandra Richard-Mazet. Etude écotoxicologique et environnementale de la rivière Drôme : application à la survie de la loutre. Sciences du Vivant [q-bio]. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2005. Français. NNT: . tel-00275129

HAL Id: tel-00275129

<https://theses.hal.science/tel-00275129>

Submitted on 23 Apr 2008

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE JOSEPH FOURIER – GRENOBLE I – France

THÈSE

DIPLOME DE DOCTORAT

(École Doctorale Ingénierie pour la Santé, la Cognition, l'Environnement)

spécialité : Toxicologie de l'environnement

par

Alexandra RICHARD-MAZET

*Etude écotoxicologique et environnementale de la rivière
Drôme : application à
la survie de la loutre*

Thèse dirigée par P.Berny et G.Keck

Soutenue publiquement le 6 décembre 2005

Jury

Président : M. Yves PERRODIN
Rapporteurs : M. Jean-Paul BRAVARD
M. Jean-François NARBONNE
Examineurs : Mme Anne MAITRE
M. André VINCENT
M. Philippe BERNY
M. Gérard KECK

A mon mari,

A mes parents,

A Titi et Bibi,

A ma belle famille.

Remerciements

A l'heure où j'apporte le touche finale à ce mémoire, je tiens à remercier tout d'abord les personnes qui m'ont permis de réaliser cette thèse : l'école doctorale EDISCE (Ecole Doctorale Ingénierie pour la Santé, la Cognition et l'Environnement), la région Rhône-Alpes et le CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes).

J'exprime toute ma reconnaissance aux membres du jury :

- Monsieur PERRODIN qui a accepté la présidence de ce jury ;
- Messieurs BRAVARD et NARBONNE qui m'ont fait l'honneur d'accepter la lourde tâche de rapporteurs de ce travail ;
- Madame MAITRE et Monsieur VINCENT pour leur participation au jury.

Je tiens à remercier Messieurs BERNY et KECK qui m'ont accueillie dans leur laboratoire et qui m'ont fait confiance pour mes capacités de chercheur.

Toute ma sympathie et mes sincères remerciements vont à toutes les personnes qui m'ont aidé de près ou de loin durant ces trois ans. Et Dieu sait qu'ils sont nombreux, de part le caractère pluridisciplinaire de ces travaux ! Citons notamment :

- Lionel JACOB du CORA Région. A toutes les heures passées au bord des rivières drômoises à la recherche de l'épreinte et de l'empreinte. Merci Lionel pour ta sympathie et tes formidables connaissances de la faune et la flore de nos régions !
- Laurent MERCIER, biologiste au centre de Reproduction et de Réintroduction de la loutre à Hunawihhr (Alsace). Merci pour ta collaboration à ce travail !
- le Conseil Supérieur de la Pêche à travers Pascal ROCHE et Nicolas ROSET, pour vos conseils, votre collaboration et votre aide pour les pêches électriques ;
- Didier PONT de l'université Lyon I pour le prêt du matériel de pêche électrique ;
- André VINCENT pour son aide sur le questionnaire sociologique et Lucie ALYRE pour sa collaboration sur le terrain auprès des pêcheurs ;
- les associations de pêcheurs de la Drôme, notamment Messieurs CUERVA et FAU pour leur engouement au sujet de la loutre ;
- Jean-Claude BOISSON de l'ENTPE pour ses précieux conseils sur la qualité de l'eau ;
- Bernard DUMONT du CEMAGREF d'Aix en Provence pour la récolte des invertébrés ;
- Magali VIEUX-MELCHIOR de la CCVD (Communauté de Communes du Val de Drôme) pour les articles et la bibliographie sur le Drôme ;
- Au personnel de laboratoire de toxicologie de l'ENVL et du Lacmibio pour l'aide à la réalisation des centaines d'analyses...

Enfin je tiens à remercier chaleureusement mes deux collègues thésards Romain et Sophal pour la magnifique ambiance du « bureau des thésards ». Romain, merci pour ta franchise, ta clairvoyance et ton amitié ! Sophal, merci pour ta gentillesse et ton humour ! Bon courage à vous deux pour la suite et la fin de votre thèse !

A toutes mes copines du labo... elles se reconnaîtront !!! Merci les filles pour votre amitié !!!

Liste des publications et communications

Les travaux scientifiques présentés dans cette thèse ont été réalisés au sein de l'UMR INRA-ENVL 1233 « Métabolisme des xénobiotiques » de l'école nationale vétérinaire de Lyon en collaboration avec la ZABR (Zone Atelier Bassin du Rhône) et du CORA (Centre Ornithologique Rhone-Alpes). Ils ont fait l'objet des publications et communications scientifiques suivantes.

Publications

MAZET A., KECK G., BERNY P., 2004. PCB's in fish of the Ardèche river. Potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 72 (4) : 784-790.

MAZET A., KECK G., BERNY P., 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium and copper) in fish from the Drôme river: potential effects on otters (*Lutra lutra*). Chemosphere, *sous presse, accepté le 20 avril 2005*.

FOURNIER-CHAMBRILLON C., BERNY P., COIFFIER O., BARBEDIENNE P., DASSE B., DELAS G., GALINEAU H., **MAZET A.**, PONZENC P., ROSOUX R., FOURNIER P., 2004. Field evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for the conservation of the European Mink (*Mustela lutreola*). Journal of Wildlife Diseases, 40 (4): 688-695.

MAZET A., MERCIER L., JACOB L., KECK G., BERNY P. Comparison of PCB levels in spraints of two populations of otter (*Lutra lutra*) in France: the Ardèche population and the reintroduced population of Hunawahr (Alsace). *En préparation*

PONT D., PIEGAY H., FARINETTI A., LIEBAULT F., LANDON N., **MAZET A.**, VINCENT A. Gravel bed river responses to secular environmental changes: an interdisciplinary approach. *En préparation*

Congrès : communications orales

Communication orale à la 1^{ère} université d'été de l'environnement le 18 et 19 septembre 2003 à Lyon : Polluants et chaînes alimentaires aquatiques : exemple des PCBs.

Communication orale à la 4^{ème} journée de l'EDISCE le 18 juin 2004 à Grenoble : Approche écotoxicologique de la rivière Drôme.

Communication orale au XXVII Colloque francophone de Mammalogie de la SFEPM les 8, 9 et 10 octobre 2004 à Limoges : La conservation de la loutre.

Congrès : posters

Affiches au congrès européen « European otter conference » du 30 juin au 5 juillet 2003 à l'île de Skye (Ecosse)

→ Survival and development of otter colonies in the Rhône-Alpes region in France, in relation with PCB contamination

→ Pesticide poisoning in otters in France : data from the SAGIR-network

Affiche aux doctoriales 2003/2004 du 28 mars au 2 avril 2004 à la Ferrière d'Alleverd: étude écotoxicologique de la rivière Drôme

Autre : vulgarisation scientifique

Tournage dans « les enquêtes de la Luciole : la rivière est polluée » : émission télévisée de vulgarisation scientifique destinée aux enfants. C. Productions Chromatiques, réalisation Fanny Clément

SOMMAIRE

| | |
|--|-----------|
| <i>Liste des illustrations</i> | 5 |
| <i>Liste des abréviations</i> | 9 |
| | |
| <i>Introduction</i> | 11 |
| | |
| <i>Première partie : Contexte général de l'étude</i> | 13 |
| <i>I. La loutre : une espèce emblématique</i> | 14 |
| I.1. Systématique | 14 |
| I.1.1. Généralités sur les Mustélinés | 14 |
| I.1.2. Différentes espèces de loutres | 15 |
| I.2. Morphologie de la loutre européenne (<i>Lutra lutra</i>) | 16 |
| I.2.1. Généralités..... | 16 |
| I.2.2. Dimensions..... | 17 |
| I.2.3. Dimorphisme sexuel..... | 17 |
| I.3. Milieux de vie de la loutre européenne | 18 |
| I.3.1. Les différents types de milieux aquatiques | 18 |
| I.3.2. Les gîtes | 18 |
| I.4. L'alimentation de la loutre européenne | 19 |
| I.4.1. Anatomie et physiologie de l'appareil digestif..... | 19 |
| I.4.2. Régime alimentaire | 19 |
| I.4.3. Coutumes alimentaires | 21 |
| I.5. La reproduction de la loutre | 22 |
| I.5.1. Anatomie des organes reproducteurs | 22 |
| I.5.2. Physiologie de la reproduction..... | 24 |
| I.5.3. Gestation et loutrons..... | 26 |
| I.6. Statuts anciens et actuels des populations de loutres | 26 |
| I.6.1. Statut juridique | 26 |
| I.6.2. Historique en Europe et en France | 26 |
| I.6.3. Les principales causes de disparition | 26 |
| I.6.4. Statut actuel en Europe, France..... | 31 |
| I.7. Loutre et réintroduction | 32 |
| I.7.1. Les différentes expériences de réintroduction..... | 32 |
| I.7.2. Paramètres conditionnant la réintroduction..... | 33 |
| I.8. Les Prospections | 34 |
| I.8.1. Les indices..... | 35 |

| | |
|--|-----------|
| I.8.2. Les emplacements des indices..... | 36 |
| I.8.3. Méthodes de prospection..... | 37 |
| I.8.4. Données en Ardèche et en Drôme..... | 39 |
| II. La Drôme et son bassin versant..... | 42 |
| II.1. Contexte de l'étude et problématique | 42 |
| II.1.1. Présentation de la ZABR | 42 |
| II.1.2. Les problématiques scientifiques principales..... | 42 |
| II.1.3. Les sites ateliers | 43 |
| II.1.4. Le site atelier « Drôme »..... | 45 |
| II.2. La Drôme et son S.A.G.E. | 47 |
| II.2.1. Qu'est-ce qu'un S.A.G.E. ? | 47 |
| II.2.2. Le S.A.G.E Drôme (DAVD, 2002)..... | 47 |
| II.3. Caractéristiques physiques du bassin versant de la Drôme..... | 49 |
| II.3.1. Généralités | 49 |
| II.3.2. Etude climatique | 51 |
| II.3.3. Hydrologie | 53 |
| II.4. Les paramètres socio-économiques du bassin versant | 54 |
| II.4.1. Le contexte démographique | 54 |
| II.4.2. L'industrie..... | 55 |
| II.4.3. L'agriculture | 56 |
| II.4.4. Le tourisme | 56 |
| II.5. La qualité de l'eau..... | 57 |
| II.5.1. Définition de la qualité de l'eau et normes | 57 |
| II.5.2. Paramètres et indicateurs | 57 |
| II.5.3. Les principales sources de pollutions de la Drôme..... | 62 |
| III. Les micropolluants | 66 |
| III.1. Les polychlorobiphényles..... | 66 |
| III.1.1. Caractéristiques physico-chimiques des PCBs | 66 |
| III.1.2. Sources de pollution | 68 |
| III.1.3. Mode d'action..... | 69 |
| III.1.4. Approche toxicologique par les TEF | 70 |
| III.1.5. Effets toxicologiques des PCBs..... | 71 |
| III.1.6. Etude spécifique des PCBs chez les mustélidés | 74 |
| III.2. Les pesticides organochlorés | 81 |
| III.2.1. Caractéristiques physico-chimiques | 81 |
| III.2.2. Métabolisme | 84 |
| III.2.3. Toxicologie..... | 84 |
| III.2.4. Valeur seuil..... | 86 |
| III.3. Les métaux lourds | 87 |
| III.3.1. Caractéristiques physico-chimiques, utilisations et sources de pollution..... | 87 |
| III.3.2. Toxicocinétique – toxicodynamique..... | 89 |
| III.3.3. Effets des métaux lourds et concentration | 91 |

| | |
|--|------------|
| <i>Deuxième partie : Étude expérimentale : contamination des loutres en relation avec leur milieu de vie. Comparaison de la Drôme avec l'Ardèche et les rivières d'Alsace.....</i> | <i>98</i> |
| <i>I. Objectifs généraux de l'étude.....</i> | <i>99</i> |
| <i>II. Matériel et méthodes</i> | <i>101</i> |
| II.1. Prospection des loutres | 101 |
| II.1.1. Méthode | 101 |
| II.1.2. Sites de prospection | 101 |
| II.2. Choix des sites d'échantillonnage des matrices à analyser | 103 |
| II.3. Récolte des prélèvements..... | 105 |
| II.3.1. Sédiments | 105 |
| II.3.2. Invertébrés..... | 105 |
| II.3.3. Poissons | 106 |
| II.3.4. Epreintes | 107 |
| II.4. Analyse des polluants..... | 108 |
| II.4.1. Dosage des organochlorés et des PCBs | 108 |
| II.4.2. Dosage du plomb, du cadmium et du cuivre..... | 110 |
| II.4.3. Dosage du mercure | 112 |
| II.5. Analyse de l'eau..... | 113 |
| II.5.1. Sur le terrain..... | 113 |
| II.5.2. Au laboratoire | 113 |
| II.6. Questionnaire ethnozoologique..... | 115 |
| II.6.1. Etablissement du questionnaire..... | 115 |
| II.6.3. Exploitation des données | 115 |
| <i>III. PCBs dans les poissons de la rivière Ardèche. Implication potentielle pour la survie de la loutre (<i>Lutra lutra</i>).....</i> | <i>116</i> |
| III.1. Objectifs | 116 |
| III.2. Article n°1 | 116 |
| <i>IV. Résultat de l'étude de prospection des loutres dans le département de la Drôme.....</i> | <i>127</i> |
| IV.1. Objectifs..... | 127 |
| IV.2. Prospection des loutres..... | 127 |

| | |
|--|------------|
| IV.2.1. Résultats | 127 |
| IV.2.2. Discussion | 131 |
| <i>V. Concentrations en PCBs le long de la chaîne alimentaire et concentrations en pesticides organochlorés et métaux lourds (plomb, cadmium, cuivre et mercure) dans les poissons de la rivière Drôme.....</i> | 138 |
| V.1. Objectifs | 138 |
| V.2. Article n°2 | 138 |
| V.3. Données complémentaires | 156 |
| V.3.1. Les PCBs dans la chaîne alimentaire | 156 |
| V.3.2. Mercure dans les poissons | 158 |
| <i>VI. Qualité des eaux de la Drôme et populations piscicoles.....</i> | 160 |
| VI.1. Objectifs..... | 160 |
| VI.2. Résultats des campagnes d’analyses | 161 |
| VI.2.1. Température..... | 161 |
| VI.2.2. Le pH..... | 162 |
| VI.2.3. L’oxygène dissous | 163 |
| VI.2.4. Matières en suspension..... | 165 |
| VI.2.5. Nitrates | 167 |
| VI.2.6. Sulfates | 168 |
| VI.2.7. Phosphates | 169 |
| VI.2.8. Dureté..... | 170 |
| VI.3. Comparaisons avec les données de l’Agence de l’Eau..... | 171 |
| VI.4. Les données piscicoles | 172 |
| <i>VII. Comparaison du taux de PCBs dans les épreintes deux populations de loutres, en Alsace et en Ardèche.....</i> | 173 |
| VII.1. Objectifs | 173 |
| VII.2. Article n°3 | 173 |
| <i>VIII. Enquête ethnozoologique : essai d’interprétation à partir d’une enquête sur la perception de la loutre.....</i> | 187 |
| VIII.1. Introduction | 187 |
| VIII.2. Matériel et méthodes | 188 |
| VIII.2.1. Construction du questionnaire | 188 |
| VIII.2.2. Diffusion..... | 188 |
| VIII.2.3. Exploitation des résultats | 189 |

| | |
|--|------------|
| VIII.3. Résultats et discussion | 189 |
| VIII.3.1. Retour des questionnaires | 189 |
| VIII.3.2. Profil de la population interrogée | 189 |
| VIII.3.3. Partie pollution..... | 190 |
| VIII.3.4. Partie connaissance et perception de la loutre | 191 |
| <i>IX. Discussion générale</i> | 195 |
| | |
| <i>Conclusion</i> | 201 |
| | |
| <i>Bibliographie</i> | 202 |
| | |
| <i>Annexe</i> | 229 |

Liste des illustrations

Liste des figures

| | |
|---|-----|
| Figure 1 : Arbre phylogénétique des Mustélidés..... | 14 |
| Figure 2 : Exemple de régime alimentaire de la loutre dans le Massif Central..... | 21 |
| Figure 3 : Baculum de la loutre européenne..... | 22 |
| Figure 4 : Appareil uro-génital femelle de la loutre..... | 24 |
| Figure 5 : Empreinte de patte postérieure de loutre..... | 35 |
| Figure 6 : Empreinte de patte antérieure de loutre..... | 35 |
| Figure 7 : Lieux privilégiés de dépôt d'épreintes..... | 37 |
| Figure 8 : Localisation des 6 sites de la ZABR..... | 44 |
| Figure 9 : Données pluviométriques des mois de janvier, avril, juillet et octobre 2004 dans le département de la Drôme..... | 52 |
| Figure 10 : Configuration des PCB suivant le nombre d'atomes de chlore en position ortho-..... | 68 |
| Figure 11 : Concentrations tissulaires moyennes (en mg/kg de lipides) en PCB de différentes loutres (<i>Lutra lutra</i>) de différents pays d'Europe..... | 77 |
| Figure 12 : Concentrations moyennes en PCB totaux dans les tissus de poissons (mg.kg ⁻¹ poids frais 10 ⁻³) et dans les épreintes de loutres (mg.kg ⁻¹ lipide) sur 5 sites..... | 79 |
| Figure 13 : Formule développée du DDT..... | 81 |
| Figure 14 : Configuration spatiale du lindane..... | 82 |
| Figure 15 : Structure de l'aldrine..... | 83 |
| Figure 16 : Structure de la dieldrine..... | 83 |
| Figure 17 : Structure de l'heptachlore..... | 84 |
| Figure 18 : Schéma explicatif de la pêche électrique..... | 106 |
| Figure 19 : Concentrations en PCBs dans les invertébrés et dans les poissons..... | 157 |
| Figure 20 : Température de l'eau sur les différents sites en °C..... | 161 |
| Figure 21 : pH de l'eau sur les différents sites..... | 163 |
| Figure 22 : Oxygène dissous de l'eau sur les différents sites en mg.l ⁻¹ | 164 |
| Figure 23 : Matières en suspension dans l'eau sur les différents sites en mg.l ⁻¹ | 166 |
| Figure 24 : Teneurs en nitrates sur les différents sites en mg.l ⁻¹ | 167 |

| | |
|---|-----|
| Figure 25 : Teneur en sulfates sur les différents sites en mg.l ⁻¹ | 168 |
| Figure 26 : Teneur phosphates sur les différents sites en mg.l ⁻¹ | 169 |
| Figure 27 : Dureté des eaux de la Drôme en °F | 170 |
| Figure 28 : Différents secteurs de pêche des personnes questionnées..... | 190 |
| Figure 29 : Différents moyens de connaissance de la loutre | 191 |
| Figure 30 : Réponses sur l'alimentation de la loutre | 193 |
| Figure 31 : Attitude sur la gestion en fonction de l'opinion sur la disparition..... | 194 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : Indices de présence de loutre dans la Drôme en 1981-83 | 41 |
| Tableau 2 : Différents sites et thèmes abordés par la ZABR | 45 |
| Tableau 3 : Nombre d'habitants, superficie et densité des principales villes du bassin de la Drôme | 54 |
| Tableau 4 : Les principales industries du bassin de la Drôme | 55 |
| Tableau 5 : Les altérations du SEQ Eau | 61 |
| Tableau 6 : Les classes de qualité du SEQ Eau..... | 62 |
| Tableau 7 : Liste des stations épuratoires par commune | 64 |
| Tableau 8 : Composition des PCB par homologue | 67 |
| Tableau 9 : Facteur d'équivalent toxique de congénères de PCBs | 71 |
| Tableau 10 : Résultats de l'étude de Jensen et <i>al.</i> (1977) | 75 |
| Tableau 11 : Correspondance entre le taux de PCB dans les tissus et dans les épreintes mg.kg ⁻¹ de poids lipide | 78 |
| Tableau 12 : Signification des concentrations dans les épreintes..... | 79 |
| Tableau 13 : LMR dans la ration du vison d'Amérique : extrapolation des conséquences pour la loutre | 80 |
| Tableau 14 : Signification des concentrations dans les épreintes..... | 86 |
| Tableau 15 : Caractéristiques chimiques du plomb, du cadmium, du mercure et du cuivre... 87 | |
| Tableau 16 : Concentrations de plomb dans différents prélèvements de loutre..... | 92 |
| Tableau 17 : Concentrations de cadmium dans différents prélèvements de loutre | 94 |
| Tableau 18 : Concentrations de mercure dans différents prélèvements de loutre..... | 96 |
| Tableau 19 : Concentrations de cuivre dans différents prélèvements de loutre..... | 97 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 20 : Coordonnées géographiques des sites de prélèvements (coordonnées de Lambert)..... | 105 |
| Tableau 21 : Pourcentage de sites positifs en fonction de la distance de prospection (de 100 à 1000 m)..... | 134 |
| Tableau 22 : Liste des taxons d'invertébrés prélevés sur les sites..... | 156 |
| Tableau 23 : Concentrations de PCBs dans les sédiments (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec) et dans les invertébrés de la rivière Drôme (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) | 157 |
| Tableau 24 : Concentrations en mercure des poissons de la rivière Drôme (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais)..... | 158 |
| Tableau 25 : Concentrations en mercure dans les poissons en Europe | 159 |
| Tableau 26 : Aptitude à la biologie en fonction de la température (données SEQ)..... | 162 |
| Tableau 27 : Aptitude à la biologie en fonction du pH (données du SEQ-Eau) | 163 |
| Tableau 28 : Aptitude à la biologie en fonction du taux d'oxygène (données SEQ)..... | 164 |
| Tableau 29 : Aptitude à la biologie en fonction de la matière en suspension (données du SEQ-Eau)..... | 166 |
| Tableau 30 : Aptitude à la biologie en fonction du taux de phosphates (données du SEQ-Eau) | 170 |

Liste des cartes

| | |
|--|-----|
| Carte 1 : Localisation des différentes espèces de loutres dans le monde..... | 16 |
| Carte 2 : Répartition de la loutre en France..... | 32 |
| Carte 3 : Répartition des loutres en Europe | 38 |
| Carte 4 : Répartition de la loutre dans le département de l'Ardèche..... | 39 |
| Carte 5 : La rivière Drôme, ses affluents et les principales agglomérations | 49 |
| Carte 6 : Débit moyen ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) de la Drôme, Archianne, Bez et Gervanne..... | 53 |
| Carte 7 : Qualité des eaux et baignade | 60 |
| Carte 8 : Localisation des principales industries polluantes..... | 63 |
| Carte 9 : Localisation des campings | 64 |
| Carte 10 : Les rivières de la Drôme..... | 102 |

| | |
|--|-----|
| Carte 11 : Localisation des 10 sites de prélèvements..... | 103 |
| Carte 12 : Rivières prospectées pour la récolte d'épreintes (Alsace)..... | 108 |
| Carte 13 : Partie d'une grille UTM 10 x 10 km pour l'Europe | 132 |

Liste des photos

| | |
|---|-----|
| Photo 1 : Loutre (<i>Lutra lutra</i>) | 17 |
| Photo 2 : Photo d'une catiche | 19 |
| Photo 3 : Piège à loutre exposé au centre de Reproduction et de Réintroduction des loutres (Hunawihhr, Alsace)..... | 28 |
| Photo 4 : Epreinte de loutre sur un rocher | 36 |
| Photo 5 : Rivière Drôme à Crest (printemps 2005) | 50 |
| Photo 6 : Pêche électrique sur le site 1 en juin 2003 | 104 |
| Photo 7 : Pêche électrique sur le site 3 en septembre 2004 | 104 |
| Photo 8 : Site 5 en septembre 2004..... | 104 |
| Photo 9 : Pêche électrique sur le site 9 avec le CSP en novembre 2003 | 104 |
| Photo 10 : Lieu de dépôt de l'épreinte récoltée en mars 2005 | 131 |
| Photo 11 : Epreinte dans la réserve des Ramières en mars 2005 | 131 |

Liste des abréviations

| | |
|-----------------|--|
| AhR | Aryl hydrocarbon Receptor |
| CCVD | Communauté de Communes du Val de Drôme |
| CEMAGREF | Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et Forêts |
| CORA | Centre Ornithologique Rhône-Alpes |
| CSP | Conseil Supérieur de la Pêche |
| DAVD | District d'Aménagement du Val de Drôme |
| DBO | Demande Biochimique en Oxygène |
| DCO | Demande Chimique en Oxygène |
| DDAF | Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt |
| DDASS | Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales |
| DDE | Direction Départementale de l'Équipement |
| ENGREF | Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts |
| ERU | Excès de Risque Unitaire |
| EPA | Environmental Protection Agency |
| GFI | Groupe Faunistique Indicateur |
| GREGE | Groupe de Recherche et d'Étude pour la Gestion de l'Environnement |
| HAP | Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques |
| IBGN | Indice Biologique Global Normalisé |
| IOSF | International Otter Survival Fund |
| IUPAC | International Union for Pure and Apply Chemistry |
| LMR | Limites Maximales de Résidus |
| MES | Matières En Suspension |
| OHNE | Otter Habitat Network Europe |
| OTHU | Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine |
| PCB | Polychlorobiphényles |
| PCDD | PolyChloroDibenzoDioxines |

| | |
|----------------|--|
| PCDF | PolyChloroDibenzoFuranes |
| POP | Polluants Organiques Persistants |
| RMC | Rhône-Méditerranée-Corse (Agence de l'eau) |
| RNB | Réseau National de Bassin |
| SAD | Syndicat d'Aménagement du Diois |
| SAGE | Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux |
| SEQ eau | Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau |
| SFEPM | Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères |
| SIG | Système d'Information Géographique |
| SMARD | Syndicat Mixte d'Aménagement Rural de la Drôme |
| SMRD | Syndicat Mixte de la Rivière Drôme |
| STEP | STation d'EPuration |
| T3 | Triiodothyronine |
| T4 | Thyroxine (tétraiodothyronine) |
| TCDD | TetraChloroDibenzoDioxines |
| TEF | Toxic Equivalent Factor |
| TEQ | Toxic Equivalent |
| UICN | Union Internationale pour la Conservation de la Nature |
| UTM | Universal Transversal Mercator |
| WHO | World Health Organisation |
| ZABR | Zone Atelier bassin du Rhône |

Introduction

L'intoxication massive par de l'huile de riz contaminée à Yusho au Japon en 1968, l'accident de Seveso en Italie en 1976, l'affaire des poulets à la dioxine en Belgique en 1999, les dioxines dans les fumées de l'incinérateur d'ordures ménagères à Gilly-sur-Isère en Savoie en 2003, autant de crises qui ont fait la une des médias ces dernières années. Ces produits toxiques tristement célèbres et très préoccupants contribuent aux problèmes de pollution de notre environnement et de la chaîne alimentaire.

En 2003, une vaste campagne nommée Detox, est réalisée par le WWF sur le sang de 39 élus européens, afin de dénoncer le refus des industriels de contrôler la toxicité de leurs produits. Le journal Libération du 22 avril 2004 titre « la chimie ronge le sang des députés », description alarmiste d'une campagne de dosages de 101 produits dans le sang des élus. Sur ces 101 produits, 76 sont retrouvés dans les analyses avec une moyenne de 41 substances retrouvées par individu. Certes cette étude permet de montrer une régression nette de certains polluants (DDT, polychlorobiphényles, dioxines) dans le sang des individus, mais d'autres produits sont apparus, comme les dérivés bromés.

Tous ces polluants sont des perturbateurs endocriniens et auraient une part de responsabilité dans les problèmes de fertilité de la population humaine (Gerhard *et al.*, 1999). De nombreuses études ont été réalisées chez l'animal, démontrant l'altération de la fonction de reproduction suite à l'ingestion de certains polluants organiques persistants (Wade *et al.*, 2002 ; Helberg *et al.*, 2005).

Les animaux peuvent servir de sentinelles afin d'évaluer la qualité du milieu. On utilise ainsi dans les conditions expérimentales : des rats, des invertébrés terrestres (vers de terre, insectes...), des invertébrés aquatiques (coquillages, crustacés...) ou encore des oiseaux (Goélands sur les sites de décharges, Pigeons dans les grandes villes). D'autres espèces ne sont pas utilisées expérimentalement, mais leur présence dans un milieu atteste du bon état écologique de celui-ci. La loutre en est un excellent exemple, avec une forte corrélation entre la qualité du milieu et l'état des populations (Mason et Macdonald, 1993a ; O'Sullivan *et al.*, 1993 ; Roos *et al.*, 2001). Un fort engouement règne autour de cette espèce, avec la formation de groupes de travail et une prospection de nombreuses régions françaises.

Quels sont exactement les produits appartenant au groupe des Polluants Organiques Persistants? Des animaux sentinelles peuvent-ils nous aider à déterminer les limites à partir desquelles leur concentration devient dangereuse ? Qu'en est-il de l'implication des PCBs dans la disparition de la loutre ? La raréfaction de ce mustélidé doit-elle être pour nous un signal d'alarme ?

Notre travail a porté sur la prospection des loutres dans le département de la Drôme et sur l'étude écotoxicologique et environnementale de ce milieu. La synthèse bibliographique qui débute ce travail de thèse donne un aperçu de la biologie de la loutre et de son statut en France ainsi que des polluants qui représentent une menace pour cette espèce.

Le premier chapitre sera consacré à la description de l'animal, avec les différentes caractéristiques de son mode de vie, son statut et les méthodes de recherche des individus. Le second chapitre situera le contexte géographique de nos prospections et le projet Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) auquel nous avons participé. Enfin, un dernier chapitre traitera des principaux polluants qui menacent cette espèce, tels que les polluants organiques persistants et les métaux.

Les objectifs de la partie expérimentale sont d'une part d'évaluer le statut de la loutre dans le département de la Drôme et l'état écotoxicologique de la rivière qui lui a donné son nom et de ses affluents, et d'autre part de comparer l'écosystème de la Drôme avec d'autres écosystèmes où évolue la loutre.

Cette partie comprend l'étude de l'exposition aux polluants des loutres de l'Ardèche, le travail de prospection dans le département de la Drôme, la qualité du milieu le long de la Drôme et de ses affluents (eau et chaîne alimentaire), une comparaison du milieu Drôme avec l'Alsace et une enquête d'opinion sur la loutre auprès des pêcheurs de la Drôme.

Ainsi cette partie expérimentale regroupera les publications dont ces travaux ont fait l'objet, et une discussion générale des principaux résultats.

**Première partie :
Contexte général de l'étude**

I. La loutre : une espèce emblématique

I.1. Systématique

I.1.1. Généralités sur les Mustélidés

Les loutres font partie de la classe des Mammifères (*Mammalia*), de l'ordre des Carnivores (*Carnivora*), du sous-ordre des Fissipèdes (*Fissipeda*), de la superfamille des *Canoidea*, de la famille des Mustélidés (*Mustelidae*) et de la sous-famille des Lutrinés (*Lutrinae*) (Grassé, 1955).

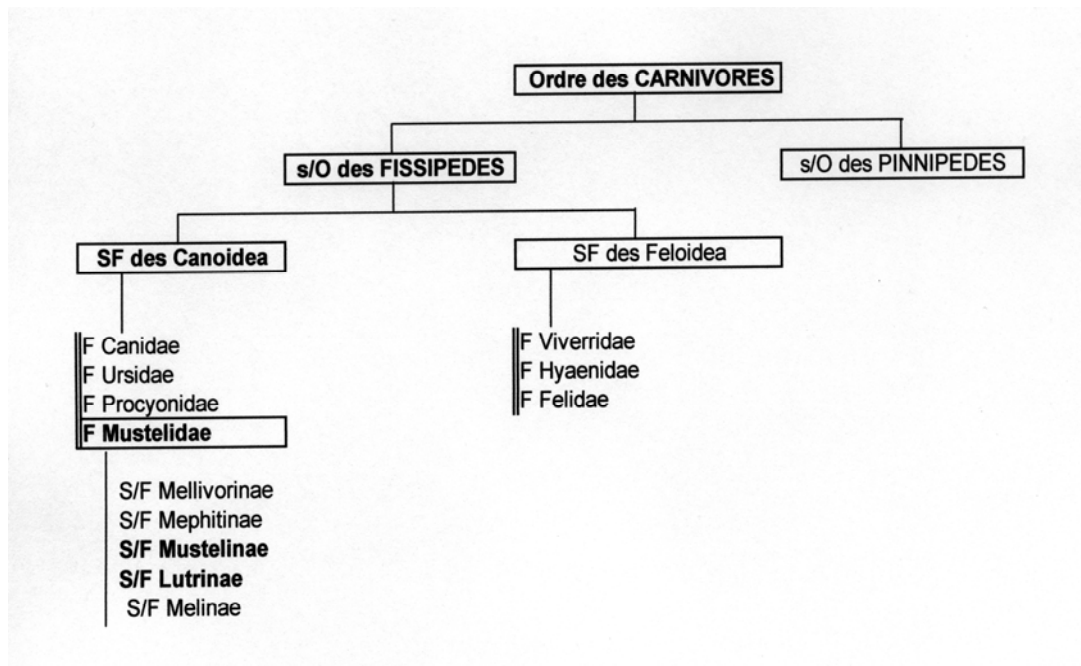


Figure 1 : Arbre phylogénétique des Mustélidés

Cette famille regroupe des animaux dont la morphologie, les dimensions et les mœurs sont variées. Leur corps est allongé, ils sont courts sur pattes et possèdent des glandes anogénitales odorantes. Ils sont généralement nocturnes.

Elle comprend entre autres le vison (*Mustela vison*), la martre (*Martes martes*), la fouine (*Martes foina*), le blaireau (*Meles meles*), le putois (*Mustela putorius*), la belette (*Mustela nivalis*)... (Hainard, 1987)

I.1.2. Différentes espèces de loutres

On compte quatre genres : *Lutra* (8 espèces), *Enhydra* (1 espèce), *Pteonura* (1 espèce) et *Aonyx* (3 espèces). Les espèces les plus connues sont :

® **la Loutre commune** (*Lutra lutra*) (cf. infra) ;

® **la Loutre canadienne** (*Lontra canadensis*) : elle mesure de 100 à 150 cm et pèse de 8 à 12 kg. Sa fourrure est sombre sur le dos, le ventre et la gorge étant bien plus clairs. Elle vit dans les lacs, rivières, marais et sur des côtes marines, en Alaska, au Canada et aux USA. (Bouchardy et De Véricourt, 1993) ;

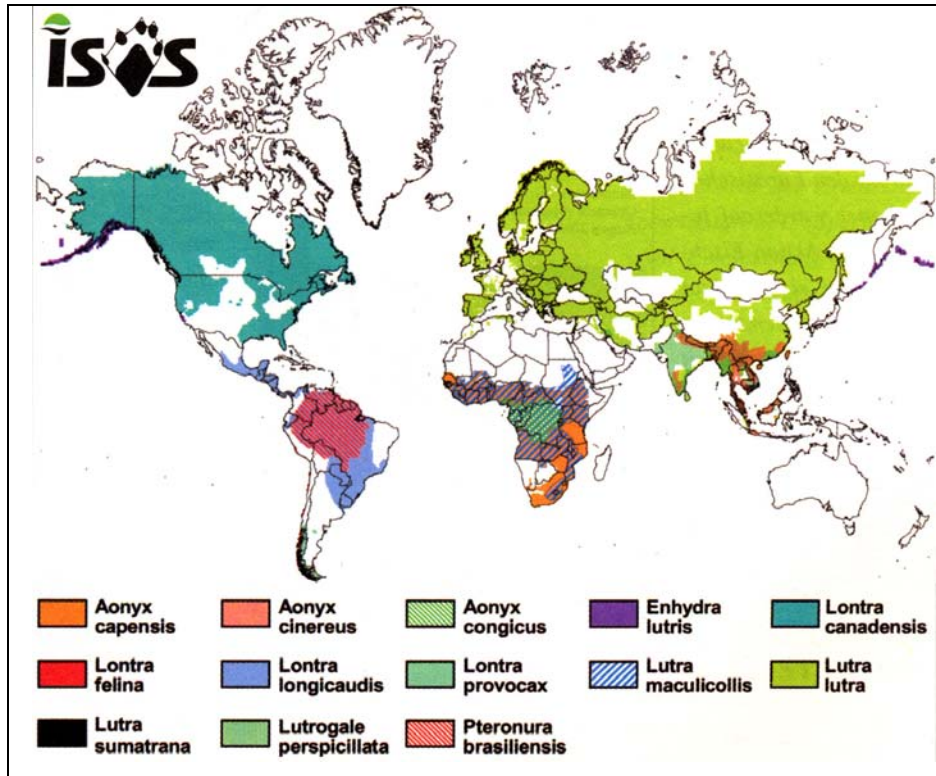
® **la Loutre de mer** (*Enhydra lutris*) : sa taille est d'environ 120 cm avec une queue de 30 cm. Son poids oscille entre 25 et 30 kg, ce qui en fait la plus lourde des loutres. Il s'agit de la loutre la plus adaptée à la vie aquatique. On la retrouve essentiellement dans le Pacifique Nord, en Californie et en Alaska;

® **la Loutre géante du Brésil** (*Pteronura brasiliensis*) : la longueur totale du corps est de 100 à 150 cm, avec un poids atteignant 24 kg. Elle vit dans les fleuves lents, spécialement dans les bras latéraux calmes. On la retrouve au Venezuela, Guyane, Brésil, Uruguay et Argentine ;

® **la Loutre cendrée** (*Amblonyx cinerea*) : il s'agit d'un animal brun, parfois gris cendré sur le dos, plus clair sur le ventre, la gorge étant grise ou blanchâtre, mesurant environ 60 cm et pesant de 2,7 à 5,4 kg. Cette loutre est présente en Inde, Chine méridionale, à Sumatra, Java, Bornéo et au Bangladesh ;

® **la Loutre à joues blanches** (*Aonyx capensis*) : comme son nom l'indique, cette loutre présente des marques blanches plus ou moins étendues sur les joues, mais également sur la gorge et la poitrine. Sa taille est d'environ de 100 cm pour un poids de 14 à 23 kg. On la

retrouve en Afrique au sud du Sahara, en Abyssinie, au Congo, du Libéria jusqu'au Cap (Grzimek, 1974).



Carte 1 : Localisation des différentes espèces de loutres dans le monde
(d'après Reuther, 2004)

I.2. Morphologie de la loutre européenne (*Lutra lutra*)

I.2.1. Généralités

La loutre est un animal au corps allongé et sinueux, à la tête plate portant de petites oreilles arrondies (qui se ferment hermétiquement lors de la plongée, tout comme les narines), un museau large et court, muni de vibrisses blanches (détection des mouvements dans l'eau trouble).

Elle possède un pelage ras, épais, imperméable, de couleur brun foncé. Celui-ci est bien développé et se compose de poils de bourre et de jarre. Les poils de bourre sont courts et denses, retenant les squames et le sébum, tandis que les poils de jarre sont plus grands, plus longs, moins denses mais très résistants à l'usure.



Photo 1 : Loutre (*Lutra lutra*) (cliché A.Mazet)

1.2.2. Dimensions

La Loutre d'Europe mesure de 80 à 140 cm avec une queue variant 40 à 45 cm. Cette queue représentant environ la moitié de la longueur du corps, est musclée et puissante. La hauteur au garrot ne dépasse pas 30 cm.

Le poids de la loutre oscille entre 5 à 12 kg avec des mâles plus grands et plus lourds que les femelles (Duquet, 1992).

1.2.3. Dimorphisme sexuel

Cette particularité se retrouve chez tous les mustélidés. En effet, les mâles de ces espèces sont à la fois plus grands et plus lourds. Moors (1980) présente deux hypothèses pour expliquer ce dimorphisme.

La première hypothèse serait une réduction de la concurrence alimentaire. Ce dimorphisme pourrait être, en effet, une stratégie pour éviter la compétition entre individus de sexe opposé, qui se nourriraient à partir de proies de tailles différentes, les femelles ayant tendance à manger celles de petite taille. Cependant, ceci n'a jamais été réellement prouvé.

La deuxième hypothèse repose sur l'économie d'énergie. La femelle, de petite taille, dépenserait moins d'énergie pour se déplacer ou chasser, ce qui lui permettrait d'en économiser pour la reproduction. Ce dimorphisme serait donc étroitement lié à une stratégie de reproduction. Les mustélidés ne vivant pas longtemps, doivent transformer toute chance de reproduction en un succès. De plus, seuls les mâles les plus grands et les plus forts gagnent les combats pour les femelles. Ce sont eux, qui sont naturellement sélectionnés pour assurer la reproduction avec des chances de réussite beaucoup plus grandes.

I.3. Milieux de vie

I.3.1. Les différents types de milieux aquatiques

Dans sa catégorie de mammifère semi-aquatique, la loutre est un carnivore ubiquiste et opportuniste. Ce qui signifie que, dans les conditions de vie optimales, elle peut, en fonction des facteurs climatiques et environnementaux, fréquenter tous les milieux aquatiques, pourvu qu'elle puisse y trouver de la nourriture en suffisance et des zones de quiétude pour ses gîtes de repos. Sous nos latitudes, la loutre fréquente schématiquement les quatre grands types de biotopes suivants : les cours d'eau (ruisseaux, rivières et fleuves), les lacs et les étangs, les marais et enfin les côtes marines et les îles (Rosoux et Green, 2004).

I.3.2. Les gîtes

En Europe occidentale, où les rivières et les zones humides sont souvent soumises à des dérangements humains importants, les aires de repos comportent soit des gîtes de sieste (sommeil court) soit des gîtes de repos (sommeil prolongé).

® **les gîtes de sieste** : plutôt nocturnes, également très variés sur le domaine vital et souvent marqués d'épreintes. Ces gîtes temporaires sont soit couverts (abris) (Bouchardy, 1986), soit à ciel ouvert (couches). Il s'agit alors d'un amas de branches, de brindilles, de touffes d'herbes, de joncs et de roseaux.

® **les gîtes de repos** (généralement diurnes) : l'animal s'y réfugie pour y dormir à l'abri du dérangement, pendant une grande partie de la journée. Ils peuvent être de plusieurs types : terriers creusés dans la berge, anfractuosités naturelles, cavités dans les vieux arbres de la rive, abris sous roches... (Rosoux et Green, 2004)

On distingue les gîtes temporaires qui permettent d'assurer le repos diurne ou nocturne et les catiches dans lesquelles la reproduction aura lieu.

® **les catiches** : gîtes de mise bas, très importantes pour la loutre, tant en eau douce que sur le littoral. La catiche peut être aménagée dans un tronc d'arbre creux, entre des rochers, ou dans le terrier d'un autre animal. Des couloirs d'accès sont aménagés en dessous ou au-dessus de la surface de l'eau. La « chambre » est toujours située en dessous de la surface de l'eau. La caractéristique commune de toutes les catiches, est leur situation dans des zones non inondables ou sur des petits affluents au débit réduit (Harper, 1981).



Photo 2 : Photo d'une catiche (d'après Harper, 1981)

I.4. L'alimentation

I.4.1. Anatomie et physiologie de l'appareil digestif

I.4.1.1. La dentition

La loutre possède une dentition puissante de 36 dents. La formule dentaire est :

- 1/2 maxillaire : I : 3, C : 1, Pm : 4, M : 1 ;
- 1/2 mâchoire : I : 3, C : 1, Pm : 3, M : 2.

Ces dents sont disposées en 4 rangées, avec les incisives en ligne, les canines en retrait et les prémolaires courtes et robustes.

I.4.1.2. L'appareil digestif

Le tube digestif est caractéristique des monogastriques (œsophage, estomac, intestin grêle et colon), avec une longueur d'environ 3 m. Le foie possède 6 lobes, la vésicule biliaire est bien développée et modelée par un sillon dorsal longitudinal. Le pancréas est logé dans le mésentère de l'anse duodénale.

I.4.2. Régime alimentaire

Le régime alimentaire de la loutre est composé de différentes proies. Cette alimentation est très intéressante à connaître, car la loutre est un animal prédateur qui se situe en bout de chaîne alimentaire. Les polluants bioaccumulatifs se concentrent le long de cette chaîne et la principale source d'exposition de la loutre aux polluants est son alimentation.

1.4.2.1. Les types de proies

Les loutres sont principalement ichtyophages mais d'autres proies aquatiques (écrevisses) ou liées à l'eau (grenouilles, couleuvres, certains mammifères ou oiseaux) peuvent constituer un apport nutritionnel.

1.4.2.2. Composition du régime alimentaire

De très nombreuses études ont été réalisées sur la composition du régime alimentaire de la loutre, dans de nombreux pays européens. Les poissons représentent en moyenne de 70 à 90% du régime alimentaire.

La composition du régime est fortement dépendante des ressources locales en poissons et de l'habitat. La loutre a des habitudes alimentaires variées et ne semble pas rechercher spécialement une quelconque catégorie de proies.

Les espèces consommées sont diverses et variées et dépendent du milieu de vie. Elles sont composées :

- des Anguillidés : Anguilles (*Anguilla anguilla*) ;
- des Cyprinidés : Goujon (*Gobio gobio*), Vairon (*Phoxinus phoxinus*), Carpe (*Cyprinus carpio*), Tanche (*Tinca tinca*), Gardon (*Rutilus rutilus*), Barbeau (*Barbus barbus*) ; Chevaine (*Leuciscus cephalus*) et Brème (*Abramis brama*) ;
- des Salmonidés : Truite (*Salmo trutta*), Ombre (*Thymallus thymallus*) et Saumon (*Salmo salar*) ;
- des Percidés : essentiellement Perche (*Perca fluviatilis*) ;
- des Esocidés : Brochet (*Esox lucius*).

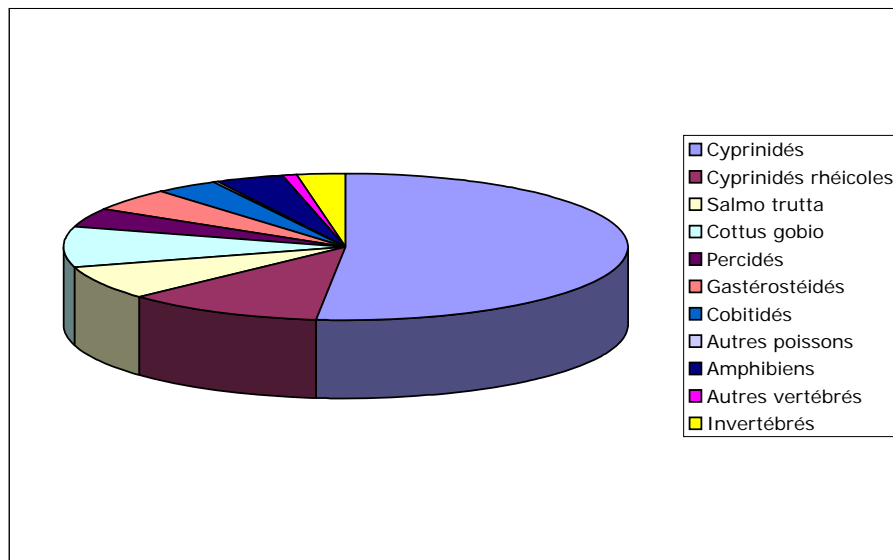
(Gutleb et Kranz, 1998 ; Bordet et *al.*, 1999 ; Hugla et *al.*, 1998 ; Lanszki et Molnar, 2003)

La loutre complète son régime avec d'autres proies telles que les amphibiens, les Anoures (*Rana sp.*) étant choisis de préférence (Lanszki et Molnar, 2003). Les reptiles sont essentiellement consommés dans le Sud de l'Europe. Il s'agit d'ophidiens : couleuvre à collier (*Natrix natrix*) et couleuvre tessellata (*Natrix tessellata*).

Les oiseaux (Grèbes, Poules d'eau, Mouettes rieuses, Canards, Étourneaux, Hirondelles...) sont des proies d'appoint, surtout en automne (Ruiz-Olmo et Marsol, 2002).

Les petits mammifères apparaissent en petite quantité, et sont de taille variable (campagnols, rats d'eau, surmulots, taupes, lièvres...). On retrouve aussi des invertébrés : crustacés, insectes et coléoptères).

La figure 2 représente un exemple de régime alimentaire pour une loutre française vivant dans le Massif Central. On pourrait multiplier ce type de graphique car la littérature dans ce domaine est extrêmement vaste.



**Figure 2 : Exemple de régime alimentaire de la loutre dans le Massif Central
(d'après Rosoux et Green, 2004)**

I.4.3. Coutumes alimentaires

La consommation journalière est de l'ordre de 15 à 20 % du poids du corps par jour, soit de 500 g à 1 kg d'aliments (Gutleb et Kranz, 1998).

La recherche de proie est active. Dans les eaux peu profondes, la loutre marche la tête dans l'eau, guettant les proies et retournant les pierres avec son museau. Si l'eau est profonde, la loutre nage en explorant les berges, les plantes aquatiques et les racines d'arbres.

Les proies sont poursuivies pendant quelques minutes, la loutre restant dans « l'angle mort de vision » du poisson. La proie est ensuite saisie par le ventre.

La loutre sélectionne peu ses proies. Il existe quelques différences de goût, les petites truites et petits cyprinidés étant les plus appréciés. La sélection des proies se fait essentiellement selon l'agilité de ces dernières. Les Gardons, Perches et Brochets sont attrapés plus facilement que les Truites.

Le régime peut fluctuer en fonction des saisons ou de circonstances particulières rendant des proies momentanément plus disponibles ou plus vulnérables à la prédation : reproduction des amphibiens, période de frai... (Libois, 1995)

Les petits poissons sont mangés directement dans l'eau et les plus gros sont ramenés sur la berge. Les proies inférieures à 20 cm sont consommées entières alors que les poissons plus grands sont étêtés. Nous verrons plus loin que la taille des proies joue un rôle dans la contamination. Les Cyprinidés, ayant une croissance plus faible, sont souvent plus contaminés que les Salmonidés ou Percidés (Keck et Raffenod, 1979).

I.5. La reproduction

I.5.1. Anatomie des organes reproducteurs

I.5.1.1. Anatomie de l'appareil génital mâle

Le **pénis** des mâles loutres mesure 5 à 7 cm chez les adultes, les corps caverneux s'unissant pour former l'os pénien ou baculum. Ce dernier est lisse, court, robuste, pratiquement rectiligne et présente une concavité dorsale en son milieu (Carette-Pilot, 1947).

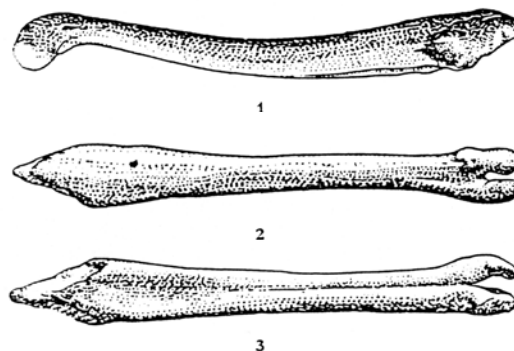


Figure 3 : Baculum de la loutre européenne

(1: vue latérale, 2: vue dorsale, 3: vue ventrale) (Carette-Pilot, 1947)

Les **testicules** sont de forme allongée, ovoïde, et se situent dans la paroi ventrale de part et d'autre du pénis. Le poids des testicules augmente jusqu'à l'âge de deux ans pour atteindre le poids adulte.

Le corps et la tête de **l'épididyme** sont placés respectivement dorsalement et crânialement. Les **canaux déférents** traversent l'anneau inguinal, passent en regard de l'arcade ischiatique et se dirigent crânio-dorsalement vers la vessie.

Comme chez les autres Carnivores, les **vésicules séminales et les glandes bulbo-urétrales** sont absentes chez la loutre. Les seules glandes accessoires sont la prostate et les ampoules des canaux déférents. (Basrur et Ramos, 1973)

1.5.1.2. Anatomie de l'appareil génital femelle

Le **clitoris** possède un os très petit, courbe en son milieu, renflé à sa base, mesurant environ 11 mm chez la loutre adulte.

La **vulve** a l'aspect d'un petit bouton de chair durant l'anœstrus, elle a alors sa taille minimale. Les lèvres externes et internes sont espacées de 5 à 6 mm et se referment en rosace. Au moment de l'œstrus, sa taille augmente et cette hypertrophie qui persiste durant toute la saison de reproduction, s'accompagne d'une coloration rouge et de la protrusion des plis vaginaux aux lèvres de la vulve.

Le **vagin** est un organe long, musclé, capable de distension et mesurant en moyenne 5 cm (Heggberget, 1988). La muqueuse est composée de longs plis longitudinaux, qui sont effacés lors de la distension de l'organe. On trouve également des plis transversaux, qui contrairement aux longitudinaux, sont de plus en plus accentués en s'approchant du cervix.

L'**utérus** des loutres est un vrai utérus bicorne. Les cornes représentent 75 % de la longueur totale de l'organe (Heggberget, 1988) ce qui correspond à une longueur de 26 à 81 mm chez les femelles matures. Alors que les cornes ont une section transversale ronde, le corps de l'utérus est aplati dorso-ventralement. Le col est droit et simple.

Pendant l'anoestrus, le segment cervical du corps de l'utérus est étroit. Mais en période de reproduction, l'utérus s'allonge, les parois et les plis s'épaississent. Le poids de cet organe augmente également.

Les **ovaires** se situent de part et d'autre de la colonne vertébrale en région lombaire caudalement par rapport aux reins. Ils sont entièrement entourés par une bourse ovarique sauf au niveau d'une toute petite fente : l'ostium abdominal. Ces ovaires ont une forme de haricot, leur poids et leur taille variant en fonction de l'activité sexuelle. Heggberget (1988) note une longueur s'échelonnant de 4 à 11 mm, une largeur de 3 à 5 mm et une hauteur de 2 à 4 mm.

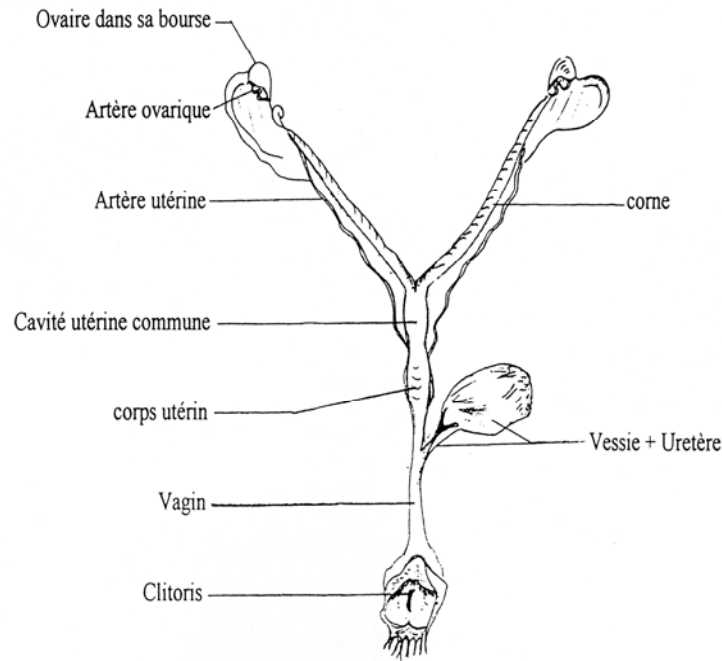


Figure 4 : Appareil uro-génital femelle de la loutre (Capber, 1997)

I.5.2. Physiologie de la reproduction

I.5.2.1. La sexualité du mâle

La **puberté** est marquée par le début de la spermatogenèse, avec apparition de spermatozoïdes dans la lumière des tubes séminifères. Le baculum prend alors sa forme définitive, c'est-à-dire incurvée. Cette puberté est atteinte en moyenne vers l'âge de 2 ans.

A l'âge de 1 an, les tubes séminifères sont peu développés, ils n'ont qu'un seul rang composé de cellules de Sertoli et de spermatogonies de type I. A partir de l'âge de deux ans, les mitoses sont plus importantes dans l'épithélium germinal des tubules. Des spermatocytes de type I et II sont présents. Puis la spermatogenèse s'intensifie, des spermatides sont formés et des spermatozoïdes envahissent la lumière des tubes séminifères.

Chez les loutres, à partir de l'âge de deux ans, les mâles sont prêts à une activité sexuelle à tout moment.

La loutre présente une activité sexuelle permanente (Fairley, 1972), comme le blaireau ou la belette. En revanche, d'autres mustélidés tels que le putois, le vison ou la martre ont une activité sexuelle saisonnière, contrôlée par la photopériode (Sundqvist et *al.*, 1989).

1.5.2.2. Sexualité de la femelle

Les femelles sont pubères vers l'âge de 2 ou 3 ans, mais c'est seulement après l'âge de 3 ans qu'elles atteignent leur pleine activité sexuelle.

La loutre est une espèce à polyoestrus non saisonnier (Hainard, 1987 ; Jenkins et Harper, 1982). Le dosage du 17 β oestradiol dans les urines permet de conclure à une durée du cycle de 36 jours. Selon Mason et Macdonald (1986), cette durée est comprise dans une fourchette de 30 à 40 jours et, selon Rosoux et Green (2004), l'oestrus surviendrait tous les 40 à 45 jours.

La production d'œstradiol chez la loutre ne présente aucune variation saisonnière. Cependant même si les accouplements peuvent se produire toute l'année, il semble que les naissances n'aient lieu que lorsque la nourriture est abondante. Ces naissances, qui si les conditions sont réunies peuvent s'étaler sur l'année, restent plus rares en hiver.

Chez la loutre, comme chez la plupart des mammifères, le développement embryonnaire est un processus continu. L'ovulation est suivie directement par la fécondation et le passage de l'œuf dans les voies génitales femelles. La division de cet œuf commence immédiatement et ce dernier se trouve au stade blastula lorsqu'il arrive dans l'utérus. Dès que la vésicule blastodermique entre en contact avec la muqueuse utérine, l'implantation et la placentation commencent (Heggberget, 1988).

1.5.2.3. Comportement au cours de la reproduction

Pendant la période du rut, c'est le mâle qui investit le domaine vital de la femelle, et les deux partenaires vivent ensemble pendant quelques jours et partagent alors le même gîte.

Pendant l'appariement, les animaux, surtout les mâles, font preuve d'une activité plus importante, effectuent de longs déplacements, multiplient les marquages territoriaux et vocalisent plus fréquemment.

Lors de l'accouplement, le mâle monte sur la femelle, l'étreint et la saisit à la nuque par le bout des dents. La copulation dure plusieurs minutes et a généralement lieu à la surface de l'eau.

La vie du couple dure encore 4 à 5 jours après l'accouplement, puis le mâle quitte progressivement le territoire de la femelle pour regagner son espace vital individuel (Rosoux et Green, 2004).

I.5.3. Gestation et loutrons

La gestation dure environ 60 à 62 jours, et la femelle se cantonne alors à un territoire plus restreint, diminuant son activité.

Les portées comptent généralement deux loutrons, parfois trois et exceptionnellement quatre (moyenne de 2,5 loutrons ; Conroy, 1992). Ces jeunes pèsent en moyenne 100 g et mesurent moins de 20 cm. Ils sont aveugles et n'ouvriront les yeux que vers l'âge de 30-35 jours. La mère les allaite de 12 à 15 semaines selon les circonstances et le nombre de jeunes par portée.

La croissance des jeunes est rapide. A deux mois, ils s'aventurent au bord du terrier, à deux mois et demi, ils en sortent et à trois mois leur mère leur apprend à nager et à chasser. Ils ne seront réellement autonomes qu'à l'âge de huit mois.

I.6. Statuts anciens et actuels des populations

I.6.1. Statut juridique

Au niveau mondial, la loutre fait partie de l'annexe I de la **convention de Washington**. En effet en 1973, inquiets de la menace de disparition de certaines espèces animales et végétales sauvages, 39 Etats, dont la France, signaient à Washington une convention (en 3 annexes) visant à réglementer voire à interdire le commerce international (importation, exportation et réexportation) de ces espèces ainsi que des parties et produits qui en sont issus (peaux, fourrures, plumes, ivoires, trophées, bois, fleurs, objets d'art, plats cuisinés...). L'annexe I concerne les espèces menacées d'extinction dont le commerce international (importation, exportation et réexportation) est strictement interdit sauf dans un but scientifique.

Au niveau européen, la loutre est protégée par la **convention de Berne** (annexe II) qui stipule que sont interdits :

- toute forme de capture intentionnelle, de détention et de mise à mort intentionnelle;
- la détérioration ou la destruction intentionnelles des sites de reproduction ou des aires de repos;
- la perturbation intentionnelle de la faune sauvage, notamment durant la période de reproduction, de dépendance et d'hibernation, pour autant que la perturbation ait un effet significatif eu égard aux objectifs de la présente Convention;

- la détention et le commerce interne de ces animaux, vivants ou morts, y compris des animaux naturalisés, et de toute partie ou de tout produit, facilement identifiables, obtenus à partir de l'animal, lorsque cette mesure contribue à l'efficacité des dispositions de cet article.

La loutre est également inscrite aux annexes II et IV de la **Directive Habitat** (conservation des habitats naturels). Sur le plan national, elle est protégée par **l'arrêté du 17 avril 1981** (liste des mammifères et oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire).

I.6.2. Historique en Europe et en France

Au niveau européen, la loutre était abondante jusqu'à fin XIX^{ème} - début XX^{ème}. Sa répartition allait de l'Irlande à l'Asie et à l'Afrique du nord et de l'Espagne à la Scandinavie. Dès 1930 son déclin s'amorça. Il s'accrut à partir de 1950 pour aboutir à une fragmentation des populations et une séparation entre celles de l'Est et de l'Ouest de l'Europe, du Danemark à l'Italie.

En France, elle était présente sur l'ensemble du territoire national à la fin du XIX^{ème} siècle, sa raréfaction débuta à partir de 1930 dans le Nord-Est et le Sud-Est de la France. En 1950, ce processus s'accéléra et la loutre disparut de plus de 60 départements.

I.6.3. Les principales causes de disparition

Comme nous l'avons vu ci-dessus, l'effectif des loutres a fortement diminué en Europe et en France au cours du XX^{ème} siècle. Historiquement, les causes du déclin de la loutre en France sont liées à l'action directe de l'Homme, principalement au piégeage et à la chasse.

I.6.3.1. La chasse

Dans de nombreux pays, la loutre était considérée comme animal nuisible. Entre 1880 et 1930, chaque année en France, 3000 à 4000 loutres étaient abattues (Bouchardy, 1986). Cet animal était convoité pour sa fourrure, mais était également considéré comme l'adversaire principal des pêcheurs. Des primes étaient même attribuées pour la destruction des loutres.



Photo 3 : Piège à loutre exposé au centre de Reproduction et Réintroduction des loutres (Hunawihr, Alsace) (cliché A.Mazet)

1.6.3.2. Les accidents

Les types d'accidents sont variables. Un type d'accident est la **noyade** dans les filets de pêche. En effet, les loutres raffolent d'anguilles et se laissent facilement entraîner à l'intérieur des nasses sans jamais trouver le moyen d'en ressortir. Dans certains pays tels que la Grande Bretagne ou le Danemark, des systèmes de grille de protection sont placés à l'entrée des pièges afin que les poissons puissent passer mais pas les loutres. Elles se font également prendre dans les pièges à rongeurs (rat musqué, ragondin) ou dans les casiers à homards.

Un autre type d'accident est la **collision routière**, importante dans les régions où aucun passage n'est possible ailleurs que sur la route, avec des chemins traditionnels qui coupent les voies. Selon les estimations des spécialistes en Bretagne et dans les marais de l'Ouest, 3 à 5 % de la population se ferait ainsi écraser annuellement en traversant les voies routières, ce taux pouvant se révéler localement beaucoup plus important (Rosoux et Green, 2004 ; Philcox et *al.*, 1999). Une étude de radiopistage a permis d'appréhender le comportement de l'espèce vis-à-vis du réseau aquatique et des axes routiers (Rosoux, 1995). Les accidents les plus courants se produisent :

- au niveau d'axes routiers à grande circulation qui traversent des domaines vitaux ;
- des ouvrages routiers et hydrauliques (ponts, passages, écluses) qui suivant leur configuration, incitent les loutres à passer par la terre ferme car le passage par la nage est difficile ou impossible (Rosoux et Tournebize, 1995).

1.6.3.3. Destruction de l'habitat

® **Les aménagements du territoire** : les cours d'eau ont été aménagés de plus en plus pour des activités de loisirs tels que la pêche, le camping, le ski nautique. Ce développement a été évoqué comme cause de régression de la loutre. Cependant, la présence humaine et la présence de la loutre ne semblent pas incompatibles s'il existe suffisamment d'abris.

Par exemple, les loutres sont présentes le long du cours de l'Ardèche, malgré une forte présence humaine (descentes en canoë et kayak, forte population humaine au printemps et en été), et les exemples de cette « cohabitation » ne manquent pas (Bouchardy, 1986).

® **Les barrages**, usines hydroélectriques et tout autre aménagement hydraulique modifient profondément l'habitat naturel de la loutre. Les barrages sont très dangereux (Weber, 1990) car les eaux larguées peuvent noyer les loutres par inondation de leurs abris. D'autre part, ces mêmes barrages peuvent être à l'origine d'un assèchement des cours d'eaux en été.

Ces modifications touchent également les poissons, qui ne pouvant pas remonter dans les frayères, représentent une baisse du nombre de proies pour la loutre.

Par conséquent, tous ces aménagements ne font que repousser les populations résiduelles de loutre vers l'amont et diminuer leur ressource alimentaire.

® **L'aménagement des berges** : comme nous l'avons vu ci-dessus, l'habitat de la loutre (catiche) se situe au bord des cours d'eau, dans de vieux troncs d'arbres creux. Mais lors de l'aménagement des cours d'eau pour faciliter l'accès des berges aux touristes, aux pêcheurs, aux troupeaux, aux agriculteurs (pour faciliter la culture des terres défavorisées), de nombreux arbres ont été arrachés, les berges étant rectifiées et bétonnées. Or tous ces vieux arbres, qui représentaient un danger et une gêne, étaient des abris potentiels pour les loutres.

1.6.3.4. Les pollutions chimiques

En raison de son statut d'animal prédateur situé en bout de chaîne alimentaire, la loutre est sensible aux substances bio-cumulatives, tels que les métaux et les organochlorés. On ne connaît pas encore tous les polluants susceptibles d'engendrer des effets chez cette espèce

(dioxines par exemple), mais de nombreuses études ont été menées sur les métaux et organochlorés.

® **Les organochlorés, polychlorobiphényles et métaux** : menace la plus importante et la plus incriminée ces dernières années. Nous étudierons en détail ce volet de la pollution dans le troisième chapitre.

® Les **éléments radioactifs** s'accumulent le long de la chaîne alimentaire. Les principales études portent sur des analyses d'épreintes en Grande-Bretagne avant et après l'accident de Tchernobyl (avril 1986). Il semble que la radioactivité ait augmenté un an après l'accident, mais les valeurs sont très variables d'une région à l'autre. En revanche, les différences sont plus marquées entre les échantillons prélevés près de la centrale de Tchernobyl et ceux qui sont prélevés à 40 ou 60 km (Mason et Macdonald, 1988)

Des études menées à Tchernobyl ont montré que le foie, les reins et la rate présentaient des taux d'éléments radioactifs, deux fois plus élevés par rapport aux autres tissus. Dans les zones les plus contaminées, ce sont les parties du corps en contact avec l'extérieur (poils) les plus contaminées. Cette pollution reste un danger mineur car rare et sporadique.

® **Les hydrocarbures** : la pollution par les hydrocarbures concerne essentiellement des loutres de mer (*Enhydra lutris*), victimes des marées noires par ingestion d'hydrocarbures (Bickham et al., 1998 ; Garshelis et Johnson, 2001). Très peu d'accidents ont touché la loutre européenne, le naufrage de l'Erika en faisant partie (Ridoux et al., 2004). Le pétrole diminue le pouvoir isolant de la fourrure, augmente ainsi les pertes de chaleur et la perméabilité, mais il peut également être ingéré par léchage. Il provoque alors des gastro-entérites hémorragiques la plupart du temps mortelles. On constate également des modifications physiologiques ou comportementales avec diminution de la masse corporelle, diminution du nombre de proies dans les épreintes et élargissement du domaine vital (Conroy, 1995).

Le risque existe également dans les terres à cause d'accidents de transports routier ou ferroviaire. Lors d'un accident sur la route, les hydrocarbures non brûlés se déposent rapidement dans les sols et les végétaux. Plus on s'éloigne des routes, plus les teneurs chutent.

® **Les anticoagulants** : une collaboration avec le GREGE (Groupe de Recherche et d'Etude pour la Gestion de l'Environnement) nous a permis de démontrer la présence d'anticoagulants dans des cadavres de loutres victimes d'accidents de la route (sur 11 loutres :

1 loutre avec des résidus de chlorophacinone et 2 avec des résidus bromadiolone). Il s'agit d'une intoxication secondaire par consommation de proies empoisonnées durant la période hivernale (rats, campagnols, mulots). Les anticoagulants ne sont pas directement responsables de la mort, mais sembleraient augmenter les risques de collisions routières par affaiblissement de l'animal (Fournier-Chambrillon et *al.*, 2004).

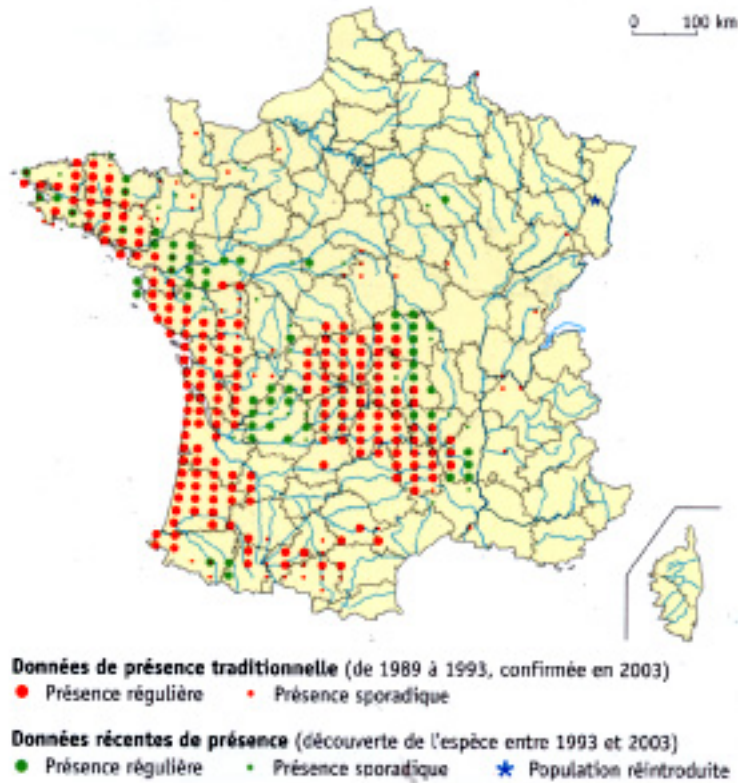
I.6.4. Statut actuel en Europe et en France

Aujourd'hui, la loutre a totalement disparu de Suisse, Belgique, Luxembourg et Pays-Bas. Elle est présente en Allemagne, Grèce, Espagne, Italie et commune en Irlande, Écosse, Pays de Galles et Portugal (Maurin, 1994 ; Chanin, 2003). De nombreux pays ont décrit une disparition de l'animal jusqu'en 1980 ; depuis une vingtaine d'années, on constate un retour en Norvège, Royaume-Uni, Danemark... (Mac Donald, 1995)

La répartition actuelle de la loutre en France montre une situation en pleine évolution, celle d'une dynamique de recolonisation qui concerne au moins un tiers du pays. Les premiers signes de recolonisation furent découverts dans le Massif Central au début des années 80.

La loutre est présente sur la côte atlantique, de la Bretagne aux Landes, en Auvergne, en Limousin et en Alsace. L'espèce a déjà réoccupé de vastes territoires : vallée de l'Allier, de la Haute-Loire, de la Truyère, de la Dordogne, du Lot, du Tarn, de l'Aveyron, de l'Ardèche, de la Creuse, de la Vienne, de la Gartempe, de la Sioule...

Actuellement, on compterait environ 1500 à 2000 loutres en France (Dieudonné, 1998 ; Maurin, 1994 ; Rosoux et Green, 2004).



Carte 2 : Répartition de la loutre en France

(d'après Rosoux et Green, 2004)

I.7. Loutre et réintroduction

I.7.1. Les différentes expériences de réintroduction

Face au fort déclin des populations de loutres, des projets de réintroduction ont été élaborés. Les premières tentatives ont eu lieu en Grande-Bretagne. L'Otter Trust a été créé en 1972, dans le but de réintroduire la loutre dans les campagnes anglaises. Les premières loutres ont été lâchées en 1983. Ces réintroductions se sont avérées être un succès total. Les suivis ont démontré qu'il y avait eu de nombreuses naissances et que les générations se succédaient. Cette expérience est la seule qui ait été un réel succès.

D'autres expériences de réintroduction ont été tentées en Norvège, Suède, Grande-Bretagne, Suisse, France et Pologne (Falk, 2001). Pour certaines, il s'agissait de lâchers illégaux ou anarchiques. Pour d'autres, le manque de suivi scientifique n'a pas permis d'apporter plus de données. Les réintroductions les plus récentes ont été réalisées en Espagne où 43 loutres ont été réintroduites entre 1996 et 2000 (Mateo et *al.*, 1999 ; Fernandez-Moran et *al.*, 2002).

En France, le centre de Reproduction et Réintroduction des loutres d'Hunawihr (Alsace) a entrepris en 1998 une expérience de réintroduction, suite à la disparition totale des loutres de cette région. Ce centre, créé en 1991, est le premier centre français de reproduction et de réintroduction de la loutre européenne. Il compte sept enclos sur un hectare, dont un vitré, ouvert au public. Chaque enclos est aménagé le plus naturellement possible et offre de nombreuses cachettes (herbes, buissons, rochers, troncs creux...) et des espaces de jeux. On trouve également des bassins avec cascades et jets d'eau.

L'étude éco-éthologique de la loutre en captivité a permis de mieux comprendre ses mœurs en terme de reproduction (durée de gestation, cycles de reproduction). Le centre d'Hunawihr mène également des enquêtes de terrain depuis 1993 pour réintroduire la loutre dans le milieu naturel. Le choix du site est primordial (superficie, aménagement des cours d'eau, présence d'industries, ressources alimentaires...). Il faut également réaliser une étude de faisabilité prenant en compte la qualité de l'eau, des berges, la richesse en poissons, la présence éventuelle de loutres autochtones, les animaux que l'on veut introduire et l'information du public.

En 1998, deux jeunes loutres de deux ans, nées au centre et élevées dans des conditions particulières (en évitant le maximum de contact avec l'homme), ont été relâchées en Alsace entre Colmar (Haut-Rhin) et Sélestat (Bas-Rhin). Elles ont été quotidiennement suivies par télémétrie (petit émetteur implanté dans la région ventrale). L'année suivante (1999), quatre autres congénères sont relâchés et également suivis par télémétrie de 1999 à 2003 inclus (Mercier, 2004a).

1.7.2. Paramètres conditionnant la réintroduction

Un certain nombre de paramètres doit être vérifié avant de réintroduire des loutres afin que tout se passe dans les meilleures conditions.

◆ Qualité de l'eau :

Elle doit être compatible avec une bonne productivité piscicole afin de fournir à la loutre des ressources alimentaires suffisantes tout au long de l'année. On considère généralement que la biomasse piscicole minimale permettant la survie de la loutre est de $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et que la biomasse piscicole minimale permettant d'assurer la reproduction est de $135 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (De la Gorge, 1995).

On admet que la qualité générale de l'eau ne doit pas être inférieure à 2. (Grille de qualité des eaux – cf. partie sur la Drôme)

Les substances toxiques dangereuses pour la loutre ne devront pas dépasser un certain seuil. Weber (1990) propose des valeurs limites pour les concentrations de micropolluants calculées par rapport au poids frais de poissons entiers représentant la gamme d'espèces et de tailles vivant dans le cours d'eau étudié. Nous reviendrons sur ces valeurs dans les parties suivantes.

◆ **Qualité du milieu :** (De la Gorce, 1995)

Le milieu de vie de la loutre doit être caractérisé par :

- une présence d'eau toute l'année et de façon continue sur tout le secteur ;
- une végétation importante des berges, très dense au niveau du sol et la plus proche des berges (exigence de gîtes et tranquillité) ;
- une bonne diversité du milieu offrant des zones de refuge et des zones plus favorables à la capture des proies ;
- des berges franchissables (pente relativement douce ou faible hauteur) ;
- l'absence d'aménagements hydrauliques susceptibles de créer un dérangement trop important ou de morceler les populations de loutres ;
- l'absence d'infrastructures routières, ferroviaires, urbaines ou touristiques susceptibles d'entraîner un dérangement trop important ou des risques de collisions.

I.8. Les Prospections

« Un ornithologue, même débutant, ne passera pas une journée dehors, sans voir au moins une dizaine d'espèces d'oiseaux, ne serait-ce qu'en ville ou dans un jardin, tandis qu'un mammalogiste, même confirmé peut rester des semaines sans voir de mammifères sauvages. » C. Bouchardy 1986

Cette citation illustre parfaitement la difficulté rencontrée lors de prospection de la loutre, d'autant plus que cet animal possède des mœurs nocturnes qui rendent son observation directe quasiment impossible.

Par conséquent, la détection de présence de loutre ou de passage sur un territoire repose sur deux indices : les empreintes et les épreintes.

I.8.1. Les indices

I.8.1.1. Les empreintes

Lorsque le sol et les conditions météorologiques le permettent, la détection de loutre peut être réalisée par la présence de pas ou empreintes.

Les pieds de la loutre possèdent tous cinq doigts répartis en éventail autour d'une grosse pelote plantaire. La taille moyenne de l'empreinte d'un animal adulte est de 6 cm x 6 cm pour le pied avant et 6 cm x 7,5 cm pour le pied arrière.

Les griffes petites et rondes, marquent immédiatement devant le doigt mais restent invisibles dans le plupart des marquages, tout comme la palmure.

Il est difficile de se fier à la taille des traces car cette dernière varie considérablement en fonction du mode de déplacement, du substrat et des conditions météorologiques (Bouchardy, 1986).



Figure 5 : Empreinte de patte postérieure de loutre



Figure 6 : Empreinte de patte antérieure de loutre

I.8.1.2. Les épreintes

« Quand il s'agit de parler de matières fécales, le vocabulaire est d'une étonnante richesse. Fientes, crottes, laissées et autres fèces sont employées indistinctement pour désigner les excréments des carnivores sauvages. Cette confusion générale reflète bien la difficulté d'identifier à coup sûr l'animal qui a déposé ces résidus de la digestion. Seule la loutre se singularise avec ses épreintes dont l'aspect original méritait bien cette fleur de la langue française. Non seulement elles sont très faciles à reconnaître, que ce soit à l'œil ou au nez, mais de tous les indices que laissent les loutres, elles sont de loin les plus abondants. »
Bouchardy 1986

Les loutres sont en effet particulièrement territoriales et marquent leur territoire par le dépôt d'épreintes. Ces dernières sont laissées sur des supports très variables mais toujours sur des emplacements stratégiques tels que les confluences de rivières, sous les ponts, sur les racines des arbres, sur les rochers proéminents.

L'aspect extérieur d'une épreinte fraîche est celui d'une petite masse gluante, dans laquelle on discerne des écailles, arêtes et fragments osseux de poissons (Bendélé, 2001). Selon le régime alimentaire, on peut trouver des carapaces de crustacés et plus rarement des poils ou des plumes. En revanche, quelque soit le régime alimentaire, l'odeur est invariable et persiste avec le temps (mélange de poisson et d'huile de lin).

A l'état frais, les épreintes sont de couleur foncée (noires ou verdâtres), et s'éclaircissent progressivement avec le temps jusqu'à ce que les éléments qui la composaient se détachent.

Les épreintes sont informes et mesurent quelques centimètres de long et de diamètre (en moyenne 2 à 4 cm de long pour 1 cm de diamètre) (Bendélé, 2001).



Photo 4 : Epreinte de loutre sur un rocher (cliché A.Mazet)

1.8.2. Les emplacements des indices

La loutre marque son territoire et son passage sur des obstacles présents sur son parcours. On retrouve donc les épreintes sur les racines des arbres, sur les rochers du bord de l'eau, sur divers monticules (herbe, troncs couchés...), sur les petites îles. Les épreintes sont aussi souvent déposées sous les ponts (marche en ciment, banc de sable) et à la confluence des ruisseaux. La figure 6 illustre les sites privilégiés de dépôt et donc les lieux à prospector en priorité lorsqu'on recherche la présence de loutres.

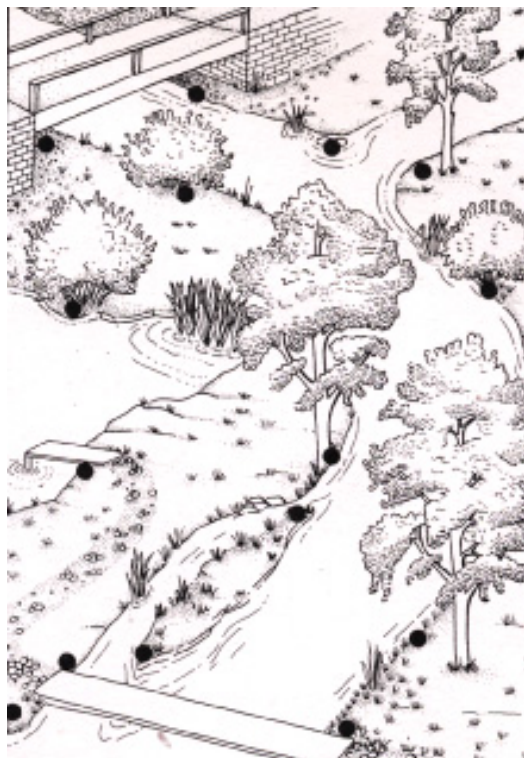


Figure 7 : Lieux privilégiés de dépôt d'épreintes

(d'après Reuther et *al.*, 2000)

I.8.3. Méthodes de prospection

La disparition progressive de l'espèce, la difficulté de recherche et les différentes actions locales ont mené les spécialistes à tenter de s'accorder sur une méthode standardisée de recherche. Celle-ci reste encore floue et chacun réalise « sa méthode standardisée ». Les différents colloques auxquels j'ai participé durant ces trois années de travail ont mis l'accent sur la nécessité d'avoir une réelle standardisation. Les membres de l'OTTER ZENTRUM (Hankensbüttel, Allemagne) travaillent sur un système informatique ayant pour but la réalisation d'une carte de répartition européenne.

1.8.3.1. Historique et différentes méthodes

Dans le passé, le nombre et la distribution de loutres étaient estimés par la consultation d'experts (naturalistes, chasseurs, pêcheurs...), par le biais de questionnaires et par les tableaux de chasse. Cependant, ces méthodes ne produisaient pas des données fiables.

Les techniques utilisées ont été très diverses et variées. Outre celles citées ci-dessus, on compte aussi les comptages basés sur des identifications individuelles (épreintes, urine), les traces dans la neige, les relevés visuels directs, le marquage d'animaux avec des radio-transmetteurs, les caméras automatiques...

1.8.3.2. Historique et description générale de la méthode standard actuelle

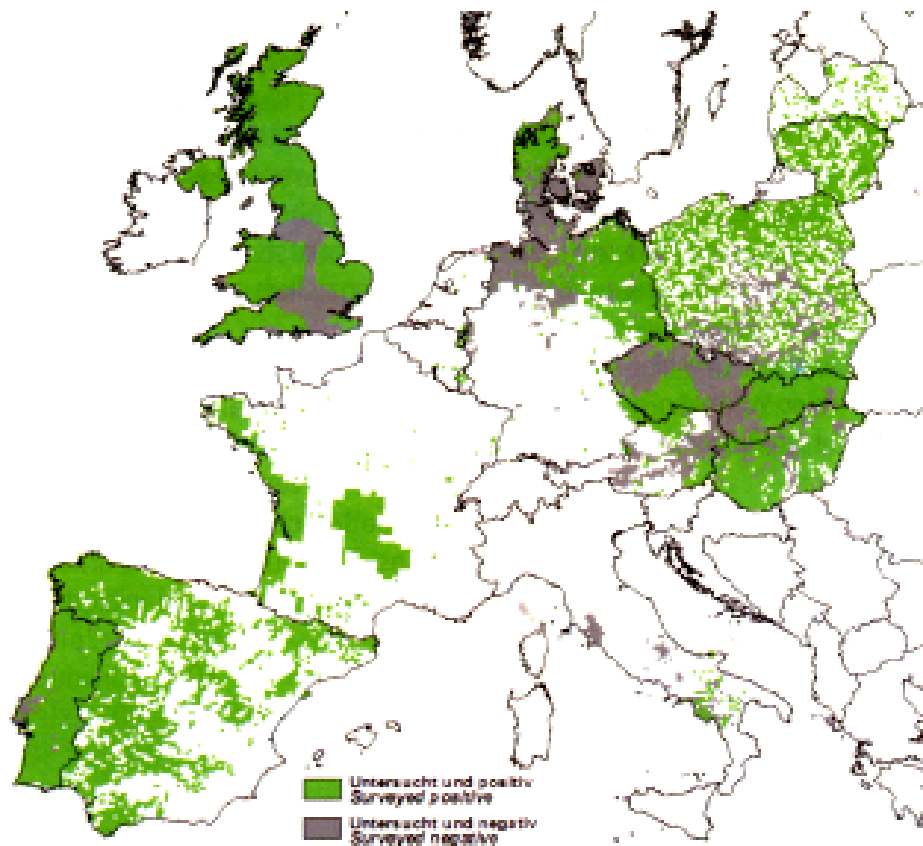
La plupart des études ont suivi une méthode développée en Grande-Bretagne, suite à une coordination entre les chercheurs d'Angleterre, du Pays de Galles et d'Ecosse (IOSF = International Otter Survival Fund en Ecosse).

Cette méthode reposait sur la détection de signes de présence de loutres (épreintes, empreintes, observation directe). Les sites n'étaient pas randomisés de façon statistique car ces derniers doivent suivre le cours d'eau et sont sélectionnés à intervalles réguliers. Les points sont choisis sur la carte avant la sortie sur le terrain.

Les sites avec présence de signes sont nommés « sites positifs » et les résultats de la prospection sont donnés en pourcentage de sites positifs sur la zone prospectée.

1.8.3.3. Carte européenne

Les membres de l'OTTER ZENTRUM (Hankensbüttel, Allemagne) ont établi une carte européenne en centralisant les zones prospectées et le résultat des prospections (site positif ou site négatif).



Carte 3 : Répartition des loutres en Europe (d'après Reuther, 2004)

(Bendélé, 2000)

1.8.4.2. Qu'en est-il de la Drôme, département limitrophe de l'Ardèche ?

Les dernières données sur la Drôme datent de 1984 (Erôme et Broyer, 1984). L'étude était basée sur deux axes de recherches :

® **une enquête** : ayant pour but de multiplier le nombre des observateurs et d'augmenter les probabilités de contact avec l'animal et ses manifestations. Celle-ci était basée sur l'envoi de questionnaires aux différents usagers des milieux riverains (10% de réponses).

Ensuite, une méthode plus active avait consisté à contacter des gardes pêche, gardes chasse et naturalistes (42 contacts).

® **la prospection des berges** : réalisée de façon indépendante aux résultats de l'enquête. Celle-ci avait concerné :

- dans le détail l'ensemble du secteur étudié : la Drôme et ses principaux affluents, le Rhône à proximité du confluent ;
- une répétition des visites sous différentes conditions météorologiques et hydrologiques (neige, décrue...) pour maximiser les chances de recueillir des indices. Les tronçons d'accès difficile avaient été prospectés en canoë.

Les résultats de ces recherches avaient abouti à 21 contacts positifs obtenus, résultant d'une observation par corps de l'animal. Sur la présence ancienne de la loutre dans le secteur, l'enquête n'avait apporté que très peu d'enseignements. Des citations semblaient refléter l'existence de deux groupes d'individus (sur la Drôme de Saillans au confluent) apparemment séparés par une distance géographique importante.

D'autre part la prospection des berges avait été réalisée sur plus de 260 km de façon intensive.

Le tableau 1 résume les différents résultats de l'étude.

**Tableau 1 : Indices de présence de loutre dans la Drôme en 1981-83
(Erôme et Broyer, 1984)**

| Vallée de la Drôme et ses affluents | | | | |
|--|--------------|---------|--------------------|----------|
| Rivière | Commune | Date | Nature de l'indice | |
| | | | Trace de pas | Epreinte |
| Drôme | Die | 11/1981 | ◆ | |
| Sure | Sainte-Croix | 06/1983 | ◆ | |
| Bez | Mensac | 06/1983 | ◆ | |
| | Saint-Roman | 07/1983 | ◆ | |
| | Châtillon | 09/1983 | ◆ | |
| | Boulc | 09/1983 | ◆ | |
| Vallée du Rhône et ses affluents | | | | |
| Ruisseau de Ste-Euphémie | Baix | 06/1983 | ◆ | ◆ |
| Rhône (lône) | Baix | 10/1983 | ◆ | |

Erôme et Broyer (1984) concluaient à l'existence de deux noyaux relictuels de loutre :

- l'un dans la vallée de la Drôme centré sur la région dioise (ainsi que sur certains affluents comme le Bez et la Sure);
- l'autre dans la vallée du Rhône à l'aval de Baix, dans la zone des lônes et des ruisseaux temporaires issus des montagnes vivaroises.

En résumé, la loutre est un mustélide piscivore dont la présence et le statut ont varié au cours du temps. Animal chassé et piégé pour la fourrure, la tendance s'inverse en 1972 où il devient espèce classée « non chassable » puis espèce intégralement protégée en 1981. De nombreux naturalistes se passionnent pour cet animal mystérieux. Après avoir disparu de nombreuses régions, la loutre semble de nos jours recoloniser du territoire. Mais quel est son statut en Rhône-alpes et surtout dans le département Drôme, où les dernières données datent de 1982 ? Nous allons donc dans un deuxième chapitre présenter la Drôme, site que nous avons choisi de prospector.

II. La Drôme et son bassin versant

II.1. Contexte de l'étude et problématique

II.1.1. Présentation de la ZABR

Ce travail de thèse s'est intégré dans le projet ZABR (Zone Atelier Bassin du Rhône), projet pluridisciplinaire, labellisé par le CNRS en octobre 2001 (programme Environnement, Vie et Société). Ce projet a été motivé initialement par la diversité des reliefs et des climats du bassin du Rhône, bassin qui bénéficie d'un patrimoine hydrologique extrêmement important et diversifié. Ce bassin subit également de très fortes pressions anthropiques :

- utilisation et aménagement pour la navigation et la fourniture d'énergie ;
- grandes agglomérations et concentrations industrielles ;
- rejets de polluants ;
- développement de l'agriculture intensive et irriguée.

Les conséquences de ces aménagements et de leurs usages sont globalement très négatives et depuis quelques années, l'ensemble des acteurs régionaux s'engage dans une requalification de ce patrimoine.

La ZABR rassemble 13 établissements de recherche, plus de 20 équipes représentant une douzaine de disciplines, équipes de recherche qui sont acteurs de cette dynamique. Les objectifs de la ZABR s'inscrivent dans le cadre d'une démarche d'aide à la décision publique en matière de gestion durable des cours d'eau et de leurs bassins versants. Elles consistent à mettre à la disposition des décideurs une méthodologie d'évaluation a priori des effets des opérations de réhabilitation des bassins versants sur le fonctionnement des hydrosystèmes fluviaux en terme de biodiversité, de durabilité et d'usages potentiels (site internet ZABR).

II.1.2. Les problématiques scientifiques principales

L'idée centrale du projet ZABR a été d'aborder de façon pluridisciplinaire les relations entre hydrogéomorphologie, communautés aquatiques, usages anthropiques et perception des milieux. C'est pourquoi les disciplines concernées dans ce projet sont multiples : climatologie, écologie des hydrosystèmes fluviaux, économie, ethnologie, épidémiologie, géomorphologie fluviale, histoire des hydrosystèmes et des peuplements humains, hydraulique, hydrobiologie, hydrologie, physico-chimie des eaux, sociologie...

Afin de clarifier les axes de recherches, 9 thèmes principaux ont été retenus :

- Impacts des changements climatiques ;
- Flux – formes – habitats – biocénoses ;
- Pollution : origine, flux, transferts, impacts ;
- Eau et santé ;
- Ressource en eau et demande future ;
- La généalogie des politiques de gestion du fleuve ;
- Veille sociale rhodanienne ;
- Approches régionales et transférabilité des modèles ;
- Evaluation, prospectives et aide à la décision. (ZABR, 2001)

II.1.3. Les sites ateliers

La ZABR est organisée en sites d'observation et/ou d'expérimentation qui constituent l'assise de démarches scientifiques pluridisciplinaires ; celles-ci concernent la gestion durable des cours d'eau et de leurs bassins versants.

Sur le plan pratique, et de manière schématique, les investigations sont menées à quatre niveaux géographiques différents:

- ® **le bassin versant du Rhône** dans son ensemble, avec un regard particulier sur sa partie sud ;
- ® **l'axe Rhône-Saône**, limité à sa vallée alluviale, avec un regard particulier sur plusieurs zones humides ;
- ® **le Y lyonnais**, avec un regard particulier sur l'agglomération lyonnaise elle-même, représentatif d'une zone très fortement urbanisée et anthropisée ;
- ® **le bassin versant de la Drôme**, représentatif d'une zone encore relativement peu affectée par les activités humaines.

Ainsi 6 sites ateliers ont été définis à ces différents niveaux et font l'objet d'études interdisciplinaires (figure 8) :

- le bassin versant ;
- site Y lyonnais ;
- OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) ;
- Bassin de la Drôme ;
- axe Rhône-Saône ;
- les zones humides (ZABR, 2001).

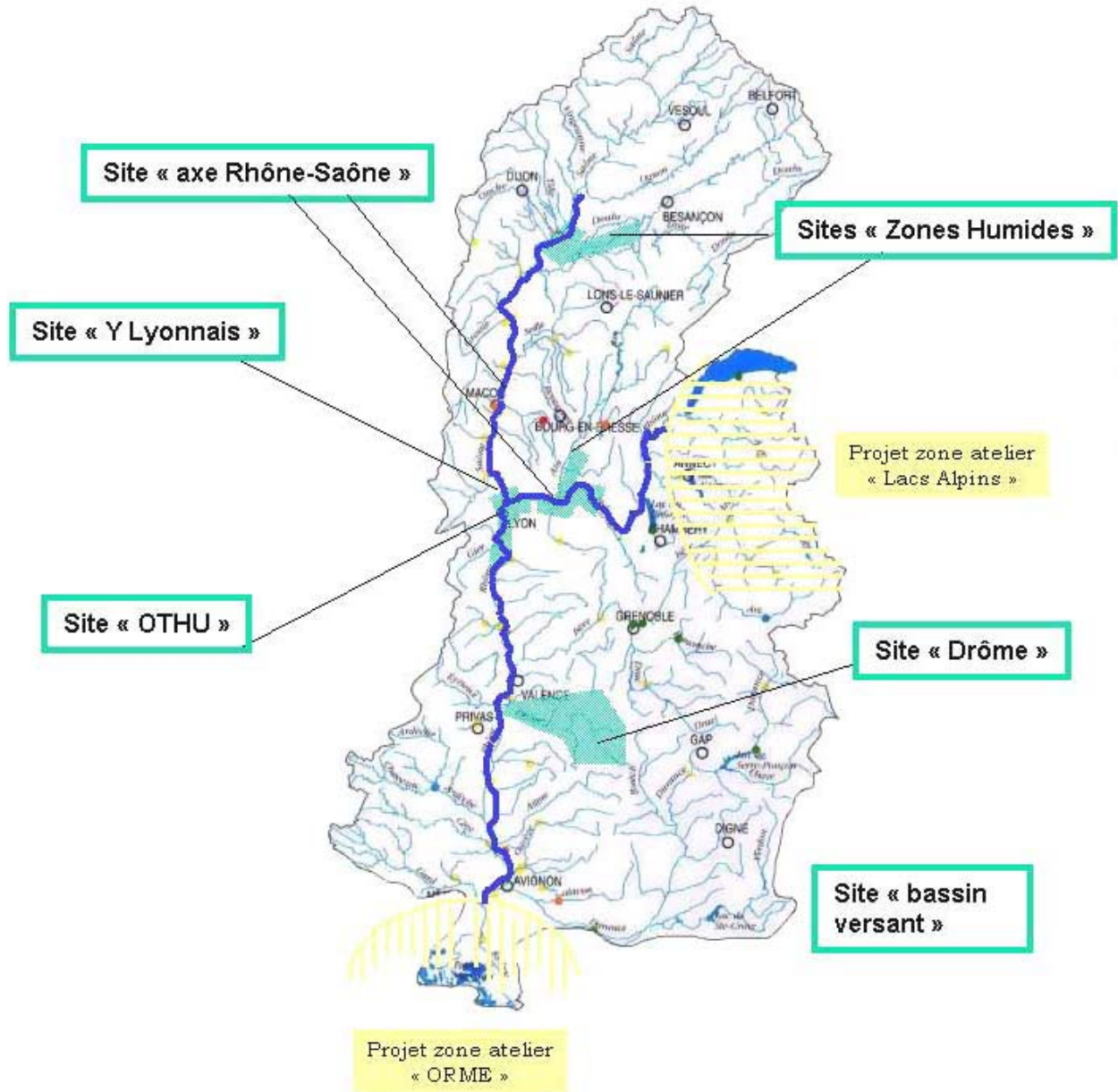


Figure 8 : Localisation des 6 sites de la ZABR

(source : site internet ZABR)

L'ensemble des actions de la ZABR est donc structuré par site et par thème afin d'aborder de façon pluridisciplinaire les relations entre hydro-géo-morphologie, communautés aquatiques et usages anthropiques. Les thèmes sont abordés pour certains sites, comme le résume le tableau 2.

Tableau 2 : Différents sites et thèmes abordés par la ZABR

| Sites | Bassin versant | Site Y lyonnais | | Site Drôme | Site Axe Rhône-Saône | |
|--|----------------|-----------------|------|------------|----------------------|---------------------|
| | | Y lyonnais | OTHU | | Axes Rhône Saône | Sites zones humides |
| 1) Impacts des changements climatiques | X | | X | XX | | |
| 2) Flux – formes – habitats – biocénose | X | X | XX | XX | XX | XX |
| 3) Pollution : origines, flux, transferts, impacts | X | X | XX | X | X | X |
| 4) Eau et santé | | X | | X | X | |
| 5) Ressources en eau et demandes futures dans le sud du bassin | XX | | | XX | X | |
| 6) Généalogie des politiques de gestion du fleuve | | XX | | | XX | X |
| 7) Veille sociale rhodanienne | X | XX | X | | X | X |
| 8) Transférabilité des modèles | XX | X | X | X | X | X |
| 9) Evaluation, prospectives et aide à la décision | X | XX | XX | X | XX | X |

II.1.4. Le site atelier « Drôme »

II.1.4.1. Présentation et problématique

Le coordinateur du site Drôme est M.Didier PONT de l'université Lyon I (UMR CNRS 5023).

♦ Contexte géographique

Le bassin de la Drôme présente une forte hétérogénéité en terme climatique, hydrologique et culturelle et le réseau fluvial n'est encore que faiblement modifié par l'homme: eaux de bonne qualité, absence de grands aménagements structurants. Ces éléments font que l'on peut encore parler d'une réelle dynamique hydro-sédimentaire. De plus ce bassin est couvert par le premier schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE mis en place en 1997), les actions proposées par celui-ci étant en cours de mise en oeuvre, ce qui permet une analyse de cohérence des modes de gestion vis-à-vis des différents objectifs exprimés dans les documents d'orientation et les interactions avec les dispositifs réglementaires.

Ce bassin se prête également à l'examen des impacts potentiels des changements climatiques (déterminés à l'échelle régionale) car son réseau hydrologique n'a encore que faiblement subi l'impact des modifications humaines.

◆ **Problématique**

Le site-atelier Drôme regroupe un ensemble de chercheurs issus de différentes disciplines et dont l'objectif est de mener à bien une analyse systémique (rétrospective et prospective) d'un bassin versant représentatif d'une mutation d'usage agriculture/tourisme. Sur le réseau fluvial pris dans son ensemble, il s'agit en particulier de tester dans quelle mesure :

- la dynamique hydro-sédimentaire, encore très active sur ce cours d'eau (absence d'aménagements majeurs), est une variable motrice des dynamiques écologiques et paysagère et un des éléments contraignants des usages ;
- les objectifs affichés dans les dispositifs de gestion intégrée (notamment le SAGE) sont en cohérence avec leur réalisation (contraintes techniques, négociations), le bon état écologique des cours d'eau et de possibles futurs non explicitement pris en compte actuellement par les acteurs dans leurs négociations (changements climatiques, migrations démographiques).

Enfin, en interaction étroite avec les acteurs locaux, le groupe s'est proposé de participer à l'élaboration d'orientations de gestion (site internet ZABR).

II.1.4.2. Les programmes de recherche en cours au sein du site atelier « Drôme »

Les programmes en cours au sein du site atelier Drôme sont :

- ® Paléoenvironnement et torrentialité : rattaché au thème 1 (tableau 2);
- ® Dynamique fluviale et transport solide (thèmes 2 et 9) ;
- ® Dynamique écologique (thèmes 1, 2 et 9) ;
- ® Economie de l'environnement (thème 6, 7 et 9) ;
- ® Sciences, transformations de l'action publique et perspectives: la gouvernance de l'eau en question dans le bassin de la Drôme (thèmes 6, 7 et 9) ;
- ® Etude des micropolluants sur la Drôme – Relations avec la dynamique des populations de loutres (thèmes 3 et 4). (site internet ZABR)

II.2. La Drôme et son S.A.G.E.

II.2.1. Qu'est-ce qu'un S.A.G.E. ?

Un S.A.G.E. est un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Il est défini par l'article n°5 de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 : « dans un groupement de sous bassins ou un sous bassin correspondant à une unité hydrographique ou à un système aquifère, un S.A.G.E. fixe les objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau superficielle et souterraine et des écosystèmes aquatiques ainsi que la préservation des zones humides ».

La loi sur l'eau définit l'eau comme faisant partie du patrimoine commun de la nation (Région Rhône-Alpes, 1998 ; Grosclaude, 1999b). Le S.A.G.E. a deux fonctions principales :

- garantir la gestion équilibrée de la ressource en eau (gestion qualitative et quantitative de l'eau) et la gestion des milieux aquatiques (préservation des écosystèmes aquatiques, des sites et des zones humides, la protection contre toute pollution...);
- donner la priorité à l'intérêt collectif local (gestion concertée et solidaire). L'initiative d'un S.A.G.E. revient donc aux responsables de terrains, élus locaux, associations, acteurs économiques et aux usagers qui ont un projet commun pour l'eau (définir des priorités, des objectifs ainsi que des actions permettant d'aboutir à un partage équilibré de l'eau entre usages et milieux).

II.2.2. Le S.A.G.E Drôme (DAVD, 2002)

Dès 1983, les premières démarches pour la mise en place d'un **contrat de rivière** sont amorcées par les élus en réponse aux nombreuses alertes lancées par les usagers de l'eau (riverains, pêcheurs, associations de protection de la nature, baigneurs...), face aux divers problèmes naturels aggravés par les actions anthropiques (rejets de polluants, prélèvements d'eau et granulats). Ces actions seront rapidement bloquées par un manque de financement.

En 1987, le projet est relancé par le DAVD (District d'Aménagement du Val de Drôme), avec différentes études sur la qualité de l'eau, la quantité d'eau, la gestion du lit et des extractions, la protection du patrimoine écologique...

En juillet 1990, le contrat de rivière est signé entre l'Etat, la Région, le Département, l'Agence de l'eau, le DAVD, le SAD (Syndicat d'Aménagement du Diois) et le SMRD (Syndicat Mixte de la Rivière Drôme), pour une durée de 7 ans. Le périmètre s'étend sur tout le bassin versant de la Drôme et du Haut Roubion.

Cependant la signature de ce contrat ne permet pas de résoudre tous les problèmes liés à l'eau, recensés dans le bassin (sur le plan des ressources en eau avec les trois sécheresses successives de 1989, 1990 et 1991, et sur le plan de la gestion physique des cours d'eau avec l'état de fragilisation des ouvrages d'art).

Des besoins d'aller plus loin se font ressentir très rapidement et la volonté locale est de résoudre les conflits. C'est ainsi que la **Drôme** est choisie comme site **pilote d'un S.A.G.E.**. La Drôme a été retenue pour 4 problématiques :

- une grande diversité des milieux humides ;
- l'attraction de la rivière pour le tourisme et les loisirs ;
- l'insuffisance de la ressource en eau en période estivale ;
- les risques potentiels d'érosion et d'inondation.

En 1998, le **contrat de rivière Drôme et Haut Roubion n°2** est un nouvel engagement de tous les partenaires pour une durée de 7 ans. Le périmètre est identique au premier contrat. Ce nouveau contrat s'inscrit dans la continuité des actions engagées dans le premier contrat, mais il constitue surtout un outil important pour la mise en œuvre des préconisations du S.A.G.E..

L'amélioration de la qualité de l'eau reste un des objectifs principaux du second contrat, avec la restauration et la mise en valeur des potentialités naturelles des cours d'eau et la mise en place d'une gestion permanente du périmètre dans une logique de développement durable. Pour atteindre ces objectifs, le contrat comprend quatre volets d'actions complémentaires :

- le volet A concerne l'amélioration de la qualité des eaux et vise à maîtriser les pollutions à leurs sources afin de restaurer les potentialités des milieux aquatiques et de protéger les ressources en eaux superficielles et souterraines ;
- le volet B est un programme de restauration et de mise en valeur des cours d'eau avec la restauration et l'entretien du lit et des berges, la protection contre les crues et la mise en valeur des milieux dans l'optique d'un tourisme vert ;
- le volet C a pour objectif la coordination et le suivi des opérations, la gestion pérenne de l'eau et des milieux aquatiques et doit entreprendre des actions de communication et de sensibilisation, auprès du public, à la gestion de milieux aquatiques ;
- le volet D s'engage à la gestion des ressources en eau et à son utilisation. (DAVD, 1999)

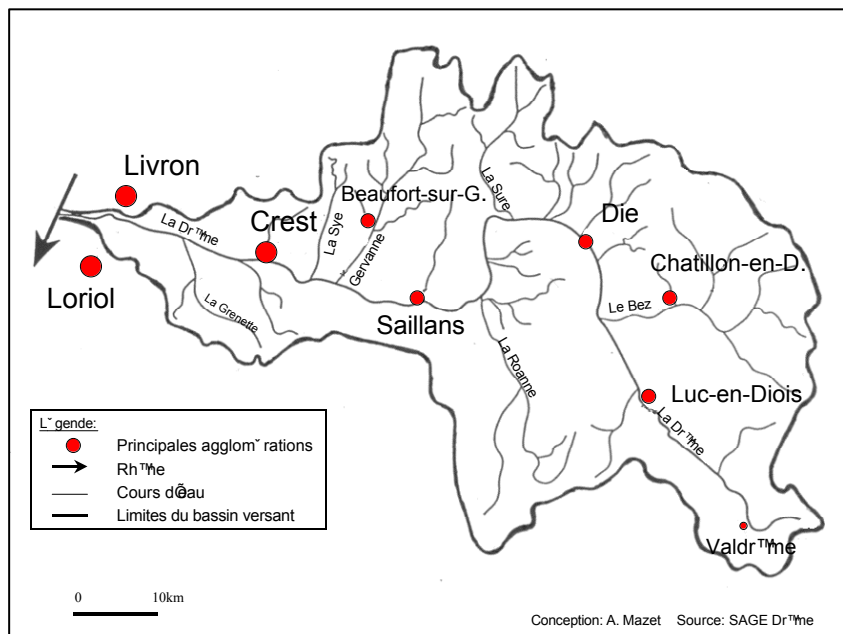
II.3. Caractéristiques physiques du bassin versant de la Drôme

II.3.1. Généralités

La rivière Drôme prend naissance à la Bâtie-des-fonds à 1030 m d'altitude, à l'est du Massif du Diois et va se jeter dans le Rhône entre Lorient et Livron à 86 m d'altitude après avoir parcouru 106,5 km. Son bassin versant s'étend sur 1640 km².

Coulant d'abord du sud-est vers le nord-ouest, de sa source jusqu'à Die, puis d'est en ouest après le coude nord-sud de Sainte-Croix, la rivière draine sur la rive gauche le massif du Diois orienté SE-NO et le piémont sud du massif du Vercors associé au Diois septentrional (bassin du Bez) sur la rive droite.

La Drôme présente un réseau hydrographique assez dense, avec des affluents qui se répartissent aussi bien en rive droite qu'en rive gauche. Cependant, les plus importants se localisent sur la rive droite et drainent tout le piémont sud du Vercors. Il s'agit principalement du Bez (275 km²), de la Sure (73 km²) et de la Gervanne (161 km²) provenant du Vercors. Ceux de la rive gauche sont beaucoup plus modestes et seule la Roanne présente un bassin versant important (234 km²).



Carte 5 : La rivière Drôme, ses affluents et les principales agglomérations

La vallée de la Drôme se situe dans une zone de transition entre un milieu montagnard humide et une dominante méditerranéenne au Sud. Géologiquement, on retrouve le même

contraste Nord/Sud. La zone de montagne située en amont de Crest est partagée en deux massifs, au Nord le plateau karstique du Vercors et au Sud le massif marnéo-calcaire du Diois. A l'ouest de Crest, un troisième ensemble se distingue : une plaine alluviale qui débouche sur la vallée du Rhône.

On peut donc subdiviser la rivière en deux tronçons assez différents :

- **de sa source jusqu'à Crest**, la rivière traverse les montagnes du Diois, qui font partie des Préalpes du Sud. La vallée est encaissée et dominée par des massifs essentiellement marneux. Elle est rythmée par des resserrments liés à des affluents calcaires et des élargissements au niveau de Luc-en-Diois, Châtillon-en-Diois, Die, la Plaine de Pontaix et Vercheny. A partir de Saillans, dernier point géographique entre la montagne et la basse vallée, la Drôme se transforme progressivement en rivière de plaine ;
- **à l'aval de Crest**, la plaine alluviale s'élargit et sur une dizaine de kilomètres jusqu'à l'ouest d'Alex, la Drôme a creusé dans le substrat une vallée de 2,5 à 3,5 km. Au plus large de cette vallée, le lit de la rivière repose sur 15 à 20 m d'épaisseur d'alluvions. Entre Alex et Livron, le couloir alluvial se rétrécit et la rivière s'encaisse de nouveau et celle du Haut-Livron (le Brézème), avant de s'élargir une nouvelle fois jusqu'au confluent du Rhône, en un important delta alluvial.



Photo 5 : Rivière Drôme à Crest (printemps 2005) (cliché A.Mazet)

Les endiguements, qui avaient pour but de lutter contre les inondations, marquent très fortement le paysage des plaines alluviales du bassin versant de la Drôme. L'homme exerce une forte pression sur le cours d'eau, modifiant profondément le style de la rivière au cours du temps. La Drôme du début du XX^{ème} siècle avait un style en tressage avec des chenaux instables et peu profonds. Le style actuel de la rivière Drôme est en rupture avec celui du début du XX^{ème} siècle : rareté du tressage, érosion des berges, déstabilisation des seuils et blocs rocheux et vieillissement des forêts alluviales.

Cette métamorphose est due à des causes naturelles et humaines :

- volonté de se protéger contre les inondations par des digues (travaux entre 1785 et 1841, endiguement partiel du secteur Crest/Livron) ;
- la saulaie (qui favorisait une bande active assez large) a été remplacée par une forêt alluviale qui réduit cette bande et augmente l'incision de la rivière ;
- l'extraction de granulats a aggravé l'incision, car les volumes prélevés dépassaient la capacité naturelle de renouvellement ... (Landon, 1996a ; Landon et *al.*, 1998)

II.3.2. Etude climatique

Le bassin versant de la Drôme se caractérise par un climat soumis à un rythme saisonnier de type méditerranéen de montagne avec des pluies abondantes à l'automne et au printemps, accompagné de crues violentes et rapides (Landon, 1996b). Seule la partie sud du Diois au contact de la vallée de l'Aygues connaît un climat méditerranéen alors que le reste du bassin est sub-méditerranéen. La pluviométrie annuelle varie de 850 à 1500 mm sur le bassin versant.

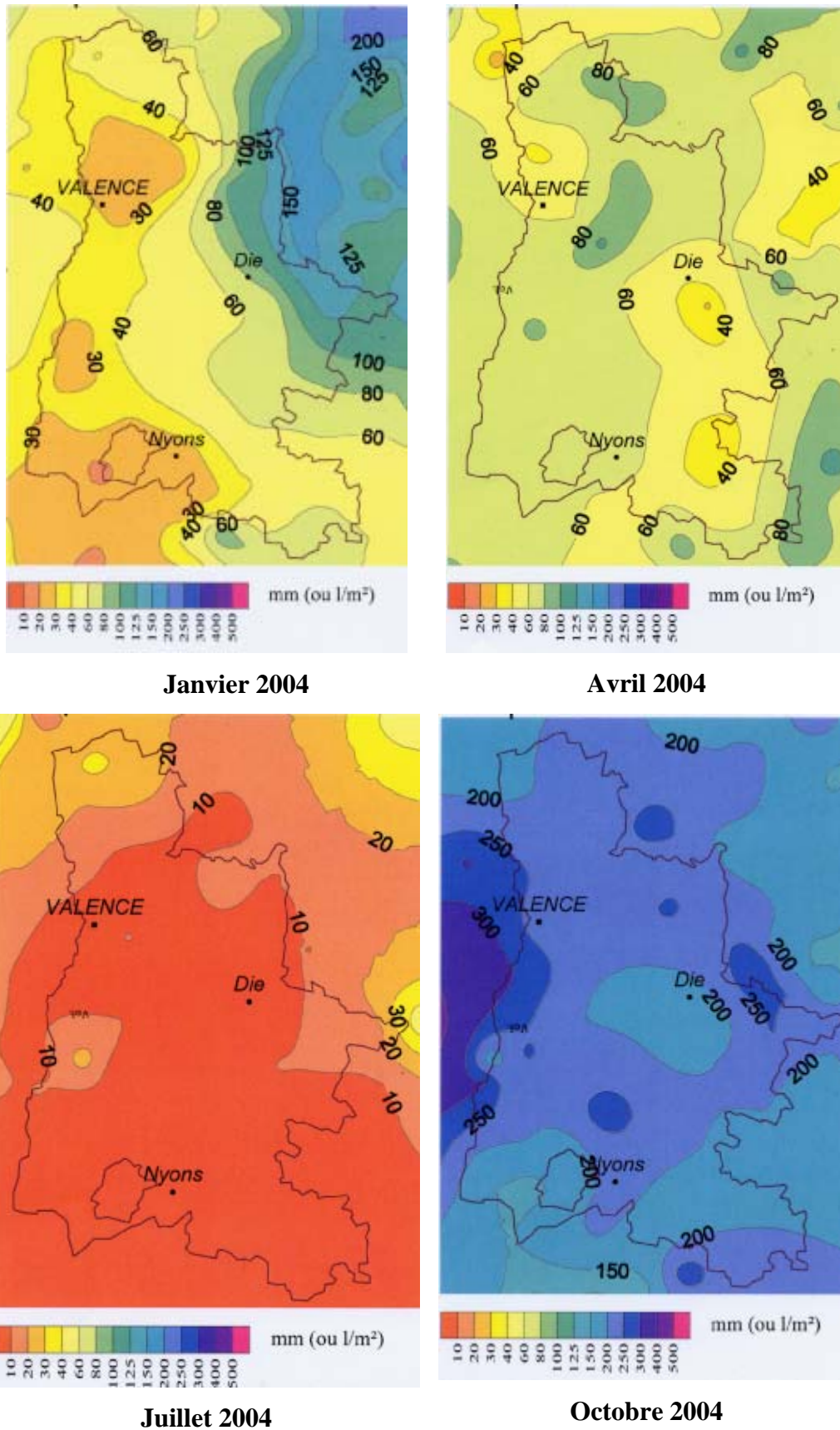
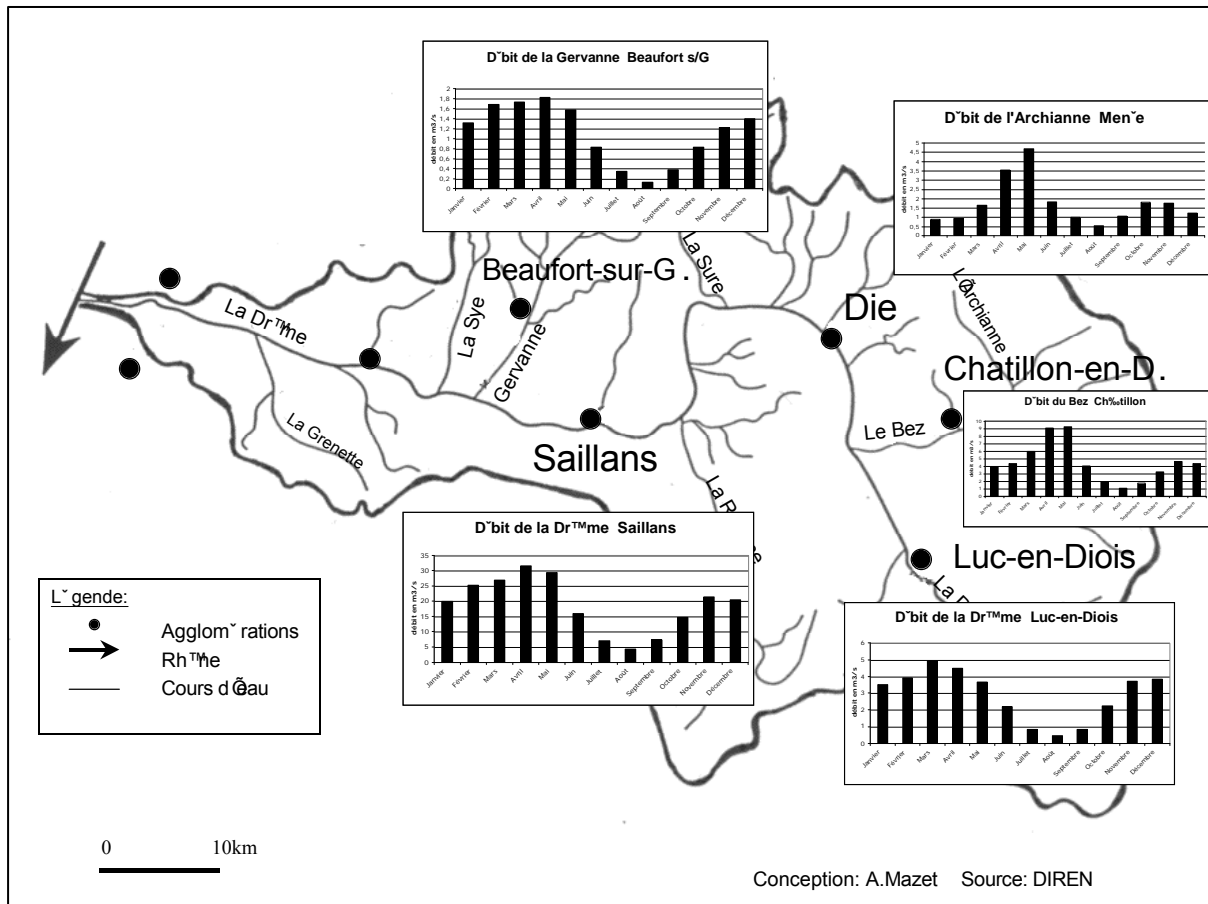


Figure 9 : Données pluviométriques des mois de janvier, avril, juillet et octobre 2004 dans le département de la Drôme (données Météo France)

II.3.3. Hydrologie

Le régime de la Drôme et de ses affluents est de type préalpin, subméditerranéen. Les débits connaissent de grandes variabilités, avec un débit important à la fonte des neiges (de mars à mai) des crues subites et violentes qui peuvent survenir en cas de pluviosité importante ($965 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour la crue centennale) et des basses eaux en période de gel et pendant la saison estivale. Les étiages sont assez sévères pour la Drôme et les affluents situés en rive gauche. Pour les affluents provenant des versants du Vercors, les étiages peuvent être plus tardifs et moins sévères grâce à l'apport des réserves karstiques.

La Drôme et ses affluents sont donc des cours d'eau de type torrentiel, très irréguliers pour la plupart d'entre eux et peuvent se révéler imprévisibles. Ce caractère est en partie responsable des paysages et de la morphologie des cours d'eau.



Carte 6 : Débit moyen ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) de la Drôme, Archienne, Bez et Gervanne (source DIREN)

II.4. Les paramètres socio-économiques du bassin versant

II.4.1. Le contexte démographique

La population totale du périmètre est de 42500 habitants, soit 10% de la population départementale. La densité moyenne de population est de 24 hab.km² mais présente une grande disparité en fonction des secteurs :

- la plaine, correspondant à 10% du périmètre, regroupe 60% de la population. En associant les villes de Crest (la plus grande agglomération avec 8100 habitants), Livron et Loriol, on obtient environ 50% de la population totale ;
- la zone de montagne se caractérise par une très faible densité de population mais une variabilité saisonnière importante, passant du simple au quadruple en période estivale.

Le tableau 3 donne le nombre d'habitants, la superficie et la densité des principales villes du bassin versant de la Drôme.

Tableau 3 : Nombre d'habitants, superficie et densité des principales villes du bassin de la Drôme

| Ville | Nombre habitants | Superficie (km ²) | Densité (Hab.km ²) |
|-----------------------|------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Livron | 7761 | 39,52 | 196 |
| Loriol | 5690 | 28,66 | 199 |
| Crest | 8100 | 23,38 | 346 |
| Saillans | 363 | 6,22 | 58 |
| Die | 4452 | 58,28 | 76 |
| Chatillon en diois | 523 | 28,02 | 19 |
| Luc-en-Diois | 497 | 23,49 | 21 |
| Valdrôme | 118 | 41,51 | 3 |
| Beaufort-sur-Gervanne | 312 | 9,40 | 33 |

Données INSEE 1999

II.4.2. L'industrie

Les activités industrielles se regroupent principalement sur le bas du bassin autour des villes de Crest, Livron et Loriol, villes qui constituent des sites économiques importants. En revanche, ces activités industrielles demeurent peu développées (peu d'établissements industriels).

L'industrie manufacturière est très peu développée, un millier d'emplois salariés en 1998. Seuls deux groupes se sont installés sur ce territoire Crouzet Appliance Control à Crest (fabricant de programmeurs électriques) et le groupe irlandais Smurfit (Crest et Aouste-sur-Sye) consacrés à l'industrie du carton et des emballages en papier. Les autres activités sont le fait de petites entreprises :

- la plasturgie (Astic injection à Crest) et le travail de métaux (Barthélémy Art) subsistent ;
- les moulinages de soie deviennent plus rares (Derot et Gervatex : deux derniers moulinages de plus de 20 salariés) ;
- Nova (Crest) est devenu l'un des leaders européens sur le marché des aquariums.

Les industries agro-alimentaires (450 salariés) forment un secteur relativement plus important, avec trois spécialités : le vin, les fruits et la volaille. L'industrie vinicole profite de l'AOC "clairette de Die", vin pétillant. Dans les fruits, la société Héro, anciennement EuroDaufruit, augmente sa capacité de production à Alex. Pour les volailles, la société Bernard Royal Dauphiné dispose de deux abattoirs importants, à Grane et à Crest.

Tableau 4 : Les principales industries du bassin de la Drôme

| Les principaux employeurs | | | |
|---------------------------|--------------|---------|---------------------------|
| Nom | Effectif | Commune | Activité |
| Crouzet Appliance Control | 350 salariés | Crest | Programmeurs électriques |
| Héro France | 150 salariés | Alex | Compotes, fruits au sirop |
| Smurfit | 130 salariés | Crest | Carton ondulé |
| Bernard | 120 salariés | Grane | Abattoir de volailles |
| Suprem'Dinde | 90 salariés | Crest | Abattoir de volailles |

Source : UNEDIC 1998

II.4.3. L'agriculture

L'**agriculture** occupe une place importante au sein du bassin versant. Elle se caractérise par deux types de production. Dans **les basses vallées**, le système d'exploitation agricole est basé sur les grandes cultures (maïs, blé, tournesol...), les productions hors sol (volailles), les cultures spécialisées (ails, semences...) et la production de fruits en aval de Crest. Il faut signaler que les grandes cultures nécessitent beaucoup d'eau, notamment en été, ce qui occasionne une importante réduction des débits d'étiages essentiellement dus aux prélèvements effectués sur les nappes et les rivières.

A l'opposé, dans **les zones de montagne**, la production est de type extensive, avec des ovins, des cultures aromatiques, le développement de l'agriculture biologique... La viticulture occupe une place importante de Saillans à Châtillon-en-Diois (AOC Clairette de Die).

Les interférences entre l'agriculture et l'eau concernent deux domaines :

- les prélèvements d'eau, principalement pour l'irrigation, pour faire face aux déficits pluviométriques (Grosclaude, 1999a) ;
- la pollution des nappes et des cours d'eau, par ruissellement ou infiltration de substances liées à l'utilisation d'engrais ou de pesticides.

Pour la majorité des équipements, la source d'alimentation est la rivière. Les prélèvements pour irrigation représentent une part importante du débit des cours d'eau, notamment à l'aval de Crest. Ainsi, l'irrigation est un sujet important pour le SAGE, d'autant plus que les résultats sont alarmants. La ressource en eau est en effet déficitaire trois années sur quatre. Certaines mesures ont été envisagées comme le projet de « barrage sur le Bez », projet rejeté à cause du risque de perturbations dans un secteur à grand intérêt écologique et suite aux fortes oppositions locales. D'autres solutions ont été envisagées comme le stockage de l'eau des retenues collinaires, l'adduction du Rhône aux stations de pompage, le maillage des réseaux collectifs de la vallée de la Drôme avec le réseau d'irrigation de la plaine de Valence et la réduction des prélèvements (DAVD, 2002).

II.4.4. Le tourisme

Le tourisme est une des composantes économiques essentielles du bassin de la Drôme. La rivière Drôme et ses affluents sont les principaux acteurs, offrant de multiples activités comme la baignade, le canoë-kayak, la pêche, la chasse...

II.5. La qualité de l'eau

II.5.1. Définition de la qualité de l'eau et normes

La notion de « qualité de l'eau » varie avec les usages (boisson, loisir, baignade, pêche...). La qualité nécessaire n'est donc pas la même et à chaque usage correspondent des normes fixant une qualité minimum à respecter.

II.5.2. Paramètres et indicateurs

II.5.2.1. Les paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques permettent d'évaluer la qualité de l'eau et sont de bons indicateurs, susceptibles de détecter des altérations. Les principaux paramètres sont présentés ci-dessous.

® **la température** : c'est le facteur écologique le plus important parmi tous ceux qui agissent sur les êtres vivants. Les vitesses de réaction chimique et biochimique varient en effet avec la température. De plus la température joue un rôle primordial dans la répartition des espèces en fonction de leur préférendum thermique et dans la structuration des écosystèmes ;

® **le pH** (Potentiel Hydrogène): il permet de caractériser le degré d'acidité ou de basicité de l'eau. Sa valeur dans les eaux naturelles est comprise entre 6 et 9. La valeur du pH qui conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant. Ce pH peut être influencé par les activités humaines (rejets industriels acides ou basiques, déversements d'eaux usées domestiques...);

® **la coloration** : indicateur de pollution si la coloration est inhabituelle ;

® **les matières en suspension (MES)** : quantité des éléments minéraux ou organiques non-dissous transportés par l'eau. Dans les eaux naturelles superficielles, elles proviennent généralement des effets de l'érosion naturelle, des détritits d'origine organique et du plancton. En dehors des périodes de crues, les teneurs sont généralement inférieures à 30 mg.l⁻¹ ;

® **les substances azotées** : présentes sous diverses formes : l'azote organique, l'azote ammoniacal (forme réduite NH_4^+ et forme moléculaire NH_3), l'azote nitreux (NO_2^-) et l'azote nitrique (NO_3^-). Les augmentations du taux de nitrates (azote ammoniacal) dans l'eau sont dues essentiellement aux pollutions ayant pour origine les engrais non assimilés par les plantes et les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles. L'azote Kjeldahl (NTK) représente l'azote sous forme organique et ammoniacal ;

® **les orthophosphates (PO_4^{3-})** : ils peuvent être d'origine naturelle mais actuellement leur présence est plutôt d'origine artificielle (engrais, polyphosphates des lessives, industrie chimique...). Il s'agit d'un bon indicateur pour détecter les pollutions phosphorées à l'origine de la croissance anarchique de la flore aquatique ;

® **Oxygène dissous** : La présence d'oxygène dans les eaux de surface joue un rôle primordial dans le maintien de la vie aquatique et dans l'autoépuration. Les teneurs en oxygène dissous sont déterminées par la respiration des organismes aquatiques et les réactions d'oxydation chimiques, par l'activité photosynthétique des végétaux et par les échanges avec l'atmosphère. Sa teneur est exprimée en mg.l^{-1} et permet d'apprécier l'impact d'une pollution organique ;

® **les matières organiques et oxydables** (ensemble des substances susceptibles de consommer l'oxygène de l'eau) :

Σ La **DBO** (Demande Biochimique en Oxygène) représente la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon d'eau pour minéraliser par voie biochimique (oxydation bactérienne), la matière organique biodégradable. La mesure la plus couramment réalisée est celle de la DBO5, retenue par la Directive Européenne du 21 mai 1991 (Norme AFNOR NF T.90.103). La DBO5 correspond à la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation de l'échantillon à une température de 20°C à l'obscurité ;

Σ La **DCO** (Demande Chimique en Oxygène) : la dégradation des matières organiques déversées dans les cours d'eau entraîne une consommation de l'oxygène dissous dans l'eau, qui se fait au détriment des organismes vivants (asphyxie du milieu). L'importance de cette pollution dans un effluent peut être évaluée par la demande chimique en oxygène (DCO) qui représente le poids d'oxygène

nécessaire à la dégradation par voie chimique de la totalité de la matière organique(méthode NFT 90-101).

® **Matières toxiques et micropolluants** : métaux lourds, pesticides, hydrocarbures et micropolluants organiques. La micropollution est évaluée sur différents supports de mesure (eau, bryophytes, sédiments et matières en suspension). Les différents supports de mesures sont complémentaires car les bryophytes ne sont pas présentes sur tous les sites, la capacité de ces différents supports à fixer les micropolluants est différente, et leur représentativité spatiale et temporelle est différente (mobilité variable, nulle pour les bryophytes et importante pour les matières en suspension).

II.5.2.2. Les paramètres hydrobiologiques

La qualité biologique est appréciée par quatre indicateurs.

Les deux premiers reposent sur l'examen des peuplement de macroinvertébrés peuplant le fond des rivières (larves d'insectes, mollusques, vers) :

® l'**IBGN** (Indice Biologique Global Normalisé) : il s'agit d'une note entre 0 et 20 attribuée au niveau d'une station de mesure après étude du peuplement d'invertébrés aquatiques des cours d'eau (NF T90-350) ;

® le **GFI** (Groupe Faunistique Indicateur) : c'est un élément de calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), révélateur de la sensibilité des invertébrés aquatiques à la pollution (essentiellement organique).

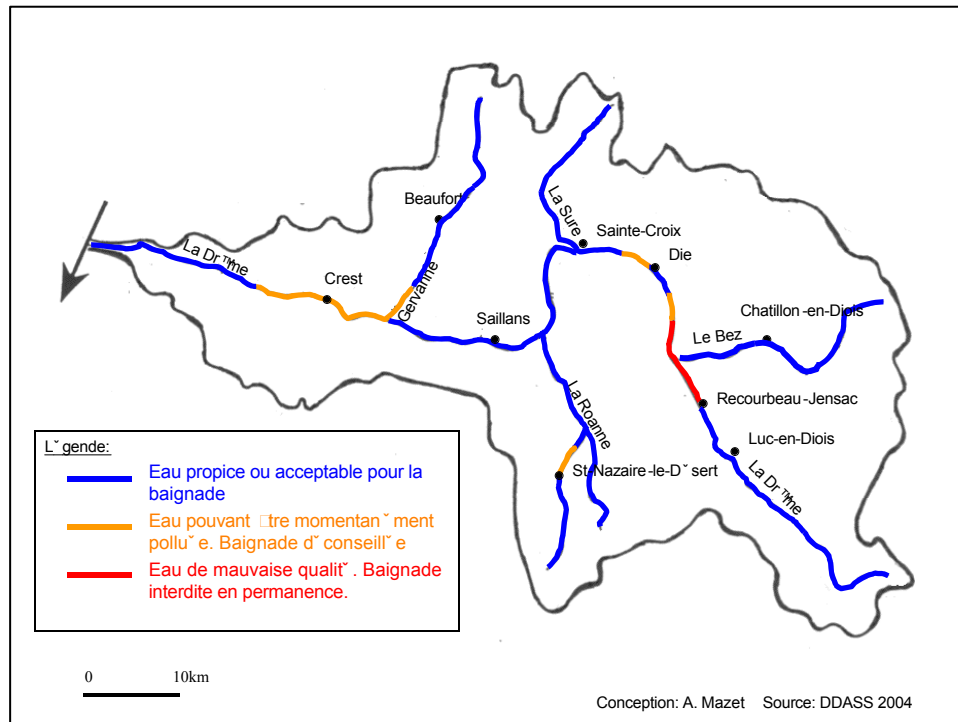
Le troisième est fondé sur l'examen des **peuplements de poissons** par comparaison à un potentiel écologique optimal. Le classement est effectué sur avis d'experts (CSP) dans l'attente de l'utilisation prochaine de « l'indice poisson » national (Réseau National de Bassin RMC, 2003).

Le dernier repose sur la détermination des diatomées (algues brunes unicellulaires microscopiques fixées). L'indice qui en découle (**IBD**) reflète la qualité générale de l'eau des cours d'eau, avec un accent mis sur les matières organiques et oxydables.

II.5.2.3. Les paramètres bactériologiques

Les analyses bactériologiques recherchent à déterminer la présence et la quantité de bactéries pathogènes (germes indicateurs) comme *Escherichia coli*, les salmonelles et les streptocoques fécaux. Ces bactéries sont des risques potentiels pour la santé des utilisateurs.

Ces mesures sont réalisées par la DDASS, et des cartes de baignade sont éditées chaque année avec la liste des zones propices, déconseillées ou interdites à la baignade.



Carte 7 : Qualité des eaux et baignade (source DDASS, 2004)

II.5.2.4. Les SEQ = Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau

Le SEQ Eau est un Système d'Evaluation de la Qualité des eaux, utilisé depuis 1971 par les Agences de l'eau, et qui reprend les caractéristiques citées ci-dessus (site internet Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée et Corse). Il permet d'évaluer la qualité physico-chimique et biologique de l'eau et son aptitude aux usages et aux fonctions naturelles des milieux aquatiques. Les différentes classes sont :

- classes d'aptitude à la biologie ;
- classes d'aptitude aux usages avec production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, irrigation, abreuvement, aquaculture ;
- classes et indices de qualité de l'eau par altération.

Les altérations sont des groupes de paramètres de même nature ou de même effet permettant de décrire les types de dégradations de la qualité de l'eau. Ils sont utilisés comme indicateurs. Le tableau 5 représente les différents paramètres retenus pour chacune des altérations.

Tableau 5 : Les altérations du SEQ Eau

| ALTERATIONS | PARAMETRES DECRIVANT L'ALTERATION |
|--|---|
| Matières Organiques et Oxydables (consomment l'oxygène de l'eau) | oxygène dissous ; taux de saturation en oxygène; demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO5) ; demande chimique en oxygène (DCO) ; carbone organique dissous (COD) ; ammonium (NH ₄ ⁺) ; azote Kjeldahl (NKJ) |
| Matières azotées (hors nitrates) (contribuent à la prolifération d'algues) | ammonium (NH ₄ ⁺) ; azote Kjeldahl (NKJ) ; nitrites (NO ₂ ⁻) |
| Nitrates (gênent la production d'eau potable) | nitrates (NO ₃ ⁻) |
| Matières phosphorées (provoquent la prolifération d'algues) | phosphore total ; orthophosphates (PO ₄ ³⁻) |
| Particules en suspension (troublent l'eau et gênent la pénétration de la lumière) | turbidité ; matières en suspension ; transparence |
| Couleur | couleur |
| Température (trop élevée, elle perturbe la vie des poissons) | température |
| Micro-organismes (gênent la production d'eau potable et la baignade) | coliformes thermotolérants; streptocoques fécaux; coliformes totaux |
| Minéralisation (modifie la salinité de l'eau) | conductivité; chlorures; sulfates; calcium; magnésium; sodium; potassium; dureté; TA ; TAC |
| Acidification (perturbe la vie aquatique) | pH ; Aluminium |
| Phytoplancton (Trouble l'eau et fait varier l'oxygène et l'acidité. Gêne la production d'eau potable) | Chlorophylle a + phéopigments ; pH ; taux de saturation en O ₂ |

| | |
|--|---|
| Micropolluants minéraux (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable). | arsenic; cadmium; chrome total; cyanures; nickel; mercure; cuivre; plomb; zinc |
| Métaux sur bryophytes (Indicateurs d'une pollution de l'eau par les métaux) | arsenic ; cadmium ; chrome ; nickel ; mercure ; cuivre ; plomb ; zinc |
| Pesticides sur eau brute (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable). | total pesticides; linuron ; isoproturon; carbendazine ; lindane ; diuron ; chlordane ; simazine ; atrazine... (36 substances) |
| Micropolluants Organiques sur eau brute, hors pesticides (sont toxiques pour les êtres vivants et les poissons en particulier. Gênent la production d'eau potable). | HAP ; PCB... (63 substances) |

La qualité de l'eau est donc appréciée au travers de la mesure de nombreux paramètres, dont les unités et les seuils d'effet sur le milieu sont très différents. C'est pourquoi, pour rendre ces différentes notions comparables entre elles, le SEQ transforme les concentrations des différents paramètres en indice de qualité grâce à un logiciel de calcul. Pour chaque paramètre d'une altération, le logiciel transforme la valeur en sous indice (grandeur sans dimension), variant de 0 (eau de très mauvaise qualité) à 100 (eau de très bonne qualité). L'indice de qualité est ainsi décomposé en cinq classes de qualité correspondant à une des cinq couleurs conventionnelles (tableau 6).

Tableau 6 : Les classes de qualité du SEQ Eau

| Indices | Classes | Qualité | Aptitude de l'eau à la biologie et aux usages |
|----------|---------|---------------|---|
| 100 - 80 | Bleu | Très bonne | Très bonne |
| 80 - 60 | Vert | Bonne | Bonne |
| 60 - 40 | Jaune | Passable | Passable |
| 40 - 20 | Orange | Mauvaise | Mauvaise |
| 20 - 0 | Rouge | Très mauvaise | Inaptitude |

II.5.3. Les principales sources de pollutions de la Drôme

II.5.3.1. L'eau et les industries

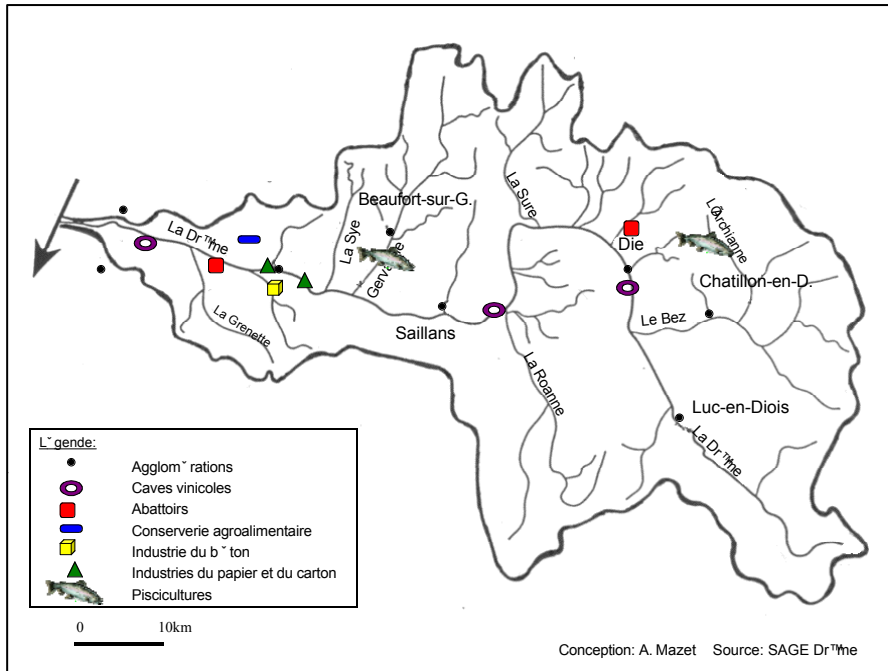
Les rejets industriels proviennent de diverses sources :

® **les abattoirs** : ils sont une source de pollution importante en matière oxydable (rejet de sang). L'abattoir de Crest a été fermé en 1992 et a permis l'élimination d'un point noir en terme de pollution. Subsistent les abattoirs de Die et Grâne qui sont depuis 1995 raccordés à des stations d'épuration.

® **les caves** : l'activité vinicole est une composante importante de l'agriculture du bassin versant de la Drôme avec une quarantaine de caves (3 coopératives à Die, Vercheny et Loriol et 37 caves particulières réparties tout au long de la rivière avec une concentration autour de Die). La pollution émise par les caves est saisonnière : les pointes de pollution apparaissent en période de vendange, vinification, soutirage et filtration. Certaines caves sont reliées à une station d'épuration et d'autres n'ont aucun traitement de leurs effluents.

® **les piscicultures** : elles sont au nombre de deux sur le périmètre du S.A.G.E. produisant des truites (à Treschenu Creyers et à Beaufort sur Gervanne). Les principaux rejets sont des rejets ammoniacés en suspension et de la pollution organique.

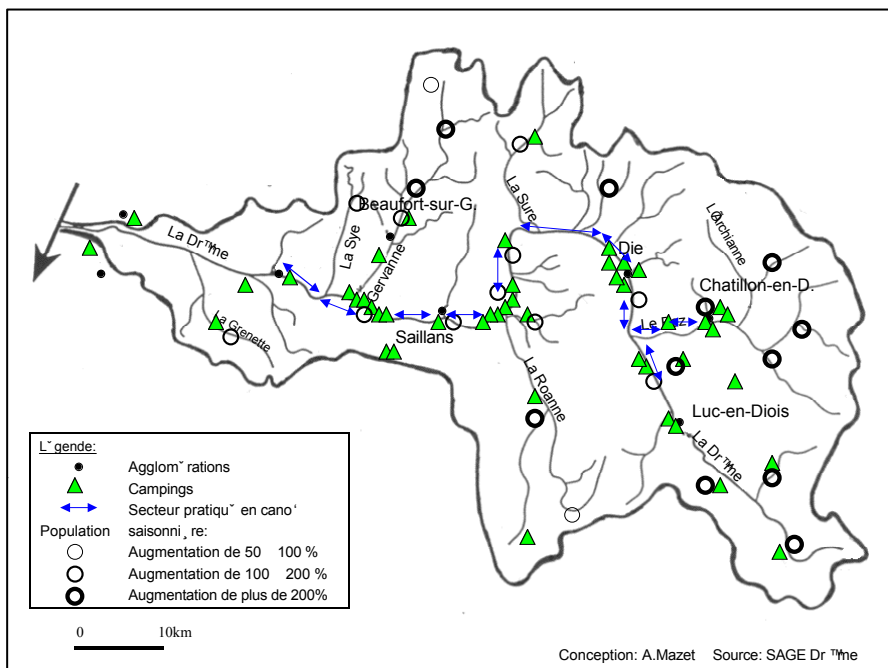
® **les autres industries** : les principales industries polluantes sont une fabrique de papier et une fabrique de cartons avec rejets d'encres et de colles, une fabrique d'éléments en béton avec rejet d'eau de nettoyage et une entreprise de compotes. Ces industries sont en cours ou sont raccordées aux STEP. Cependant certaines d'entre elles ont des rejets supérieurs aux données de base du raccordement à la station et sont responsables des dysfonctionnements des STEP (DAVD, 2002).



Carte 8 : Localisation des principales industries polluantes

II.5.3.2. Le tourisme et les campings

Le périmètre du S.A.G.E. compte une soixantaine de campings, qui pour la majorité d'entre eux possède un système d'assainissement satisfaisant (DAVD, 2002), qu'il soit autonome (fosse septique ou décanteur-digesteur suivis d'un champ d'épandage) ou raccordé au réseau communal. Cependant certains connaissent des situations de non-conformité.



Carte 9 : Localisation des campings

II.5.3.3. Les stations d'épuration et décharges

Les stations d'épurations sont listées dans le tableau 7, présentant divers modes de fonctionnement.

Tableau 7 : Liste des stations épuratoires par commune

| Commune | Filière épuratoire | En service | Milieu récepteur |
|---------------------------|--------------------------------|------------|------------------|
| Aix-en Diois ^Ψ | Fosse septique + épandage | | |
| Allex-Grane | Boues activées | 1995 | Canal du Moulin |
| Aurel ^Ψ | Lagunage naturel | | |
| Beaufort-sur-Gervanne | Lit bactérien | 2001 | La Gervanne |
| Beaumont-en-Diois | Fosse septique + épandage | 2002 | |
| Beaurières ^Ψ | Lagunage naturel | | |
| Chastel Arnaud | Fosse septique + épandage | 2002 | sol |
| Châtillon-en-Diois | Lagunage naturel | 2001 | Le Bez |
| Crest | Boues activées + tertiaire | 1996 | La Drôme |
| Die | Boues activées + tertiaire | 1995 | La Drôme |
| Divajeu | Décanteur-digesteur | 1992 | sol |
| Eurre | Décanteur-digesteur | 1975 | Le Merdary |
| Glandage | Décanteur-digesteur | 1984 | |
| Laval d'Aix | Fosse septique + épandage | 2001 | |
| Livron | Boues activées | 1974 | Le Rhône |
| Loriol | Boues activées | 1976 | La Gaule |
| Luc-en-Diois | Lagunage naturel | 2001 | La Drôme |
| Montclar-sur-Gervanne | Décanteur-digesteur | 1968 | |
| Oublèze - les boutons | Fosse septique + épandage | | sol |
| Oublèze – Moulin | Décanteur-digesteur + épandage | 1994 | sol |
| Pennes le Sec | Fosse septique + épandage | 1997 | sol |
| Plan de Baix | Boues activées | 1994 | sol |
| Recourbeau Jensac | Lit bactérien | 1990 | La Drôme |
| Saillans | Boues activées + tertiaire | 1992 | La Drôme |
| Valdrôme | Fosse septique + épandage | 2002 | |
| Val Maravel | Lit bactérien | 1976 | Le Maravel |
| Vercheny | Décanteur-digesteur | 1967 | La Drôme |

^Ψ station en projet ou en construction – Données CCVD + DDASS 26 (1997) + SMARD 1997

Les **anciennes décharges** ont été fermées et enterrées. On en compte au moins 7 d'après les données recueillies à la DDE : à Crest, à Aouste-sur-Sye, à Die, à Luc-en-Diois, à Valdrôme et à Miribel et Blacons. Ces décharges sont à présent invisibles, mais peuvent être des sites potentiels de rejets de matières organiques et de certains polluants. Parfois, en période de crues, ces décharges situées au bord du cours d'eau, s'écroulent partiellement dans

le lit de la rivière, comme le 3 décembre 2004 où une partie de la décharge de Beaufort-sur-Gervanne a été emportée par les eaux de la Gervanne sur 10 km.

Pour compenser la fermeture de ces décharges, des déchetteries intercommunales ont été ouvertes (la première en 1993 à Bourdeaux, puis à Livron, Beaufort-sur-Gervanne et Eurre) et la CCVD a mis en place à partir de 1995 la collecte sélective des déchets (verre, papier/cartons, bouteilles...).

Ce chapitre nous a permis de situer le contexte géographique de l'étude, les caractéristiques du bassin versant de la Drôme ainsi que les problématiques liées à l'eau et ses usages. Nous avons collaboré au projet ZABR, dans le site atelier Drôme, sur la problématique « origine, flux, transfert et impacts des polluants ».

Ainsi, le dernier chapitre de cette partie bibliographique sera consacré à la présentation des principaux polluants présents dans la chaîne alimentaire et susceptibles de nuire aux populations de loutre.

III. Les micropolluants

Comme nous l'avons vu précédemment, les loutres sont des animaux sentinelle, sensibles à la pollution, pollution qui a été en partie responsable de leur disparition au début du siècle. Les principaux polluants incriminés sont les polychlorobiphényles, les pesticides organochlorés ainsi que certains métaux. Nous allons donc présenter dans cette partie, ces polluants et leurs modes d'action toxique.

Les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles font partie de la famille des Polluants Organiques Persistants (POP), famille qui comprend également les dioxines et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Ces molécules complexes sont caractérisées par quatre propriétés : leur toxicité prouvée sur la santé humaine et animale, leur persistance dans l'environnement, leur bio-accumulation et leur transport à longue distance des milieux chauds (forte activité humaine) aux milieux froids (en particulier l'Arctique).

Les organochlorés ont été utilisés dans deux grands groupes d'application après la seconde guerre mondiale :

- en agriculture comme pesticides ;
- dans l'industrie (polychlorobiphényles = PCBs).

Nous traiterons dans un premier temps les PCBs du fait de leur implication majeure dans la disparition des loutres, puis nous mentionnerons les particularités des pesticides organochlorés.

III.1. Les polychlorobiphényles

III.1.1. Caractéristiques physico-chimiques des PCBs

La structure générale des PCB est celle du diphenyle $C_6H_5-C_6H_5$ substitué par un nombre variable d'atomes de chlore (1 à 10). La formule générale est $C_{12}H_{10-n}Cl_n$. Les sites de substitution sont en ortho-, meta- et para.

Le nom de polychlorobiphényle est utilisé à la fois pour désigner la classe entière mais également un unique congénère ou un groupe de plusieurs congénères. Leur préparation industrielle est effectuée par chloration directe du diphenyle, mis en présence de chlore anhydre. Ce procédé donne naissance non pas à un composé défini mais à un mélange complexe de produits dont le degré de substitution est variable avec, en outre, différents

isomères de position pour chaque nombre d'atomes de chlore. Il existe en effet 209 composés différents. On peut orienter la composition du mélange en faisant varier le pourcentage de chlore lors de la réaction. Ceci explique les dénominations commerciales des produits, qui indiquent toujours la teneur en chlore moyenne du mélange (exemple aux USA Aroclor 1248, 1254, 1262, où 12 indique le nombre d'atomes de carbone, et le chiffre suivant, le pourcentage de chloration du mélange ; en France : Phénoclor = DP4, DP5, DP6 où DP signifie diphényle, et le chiffre, le nombre moyen d'atomes de chlore par molécule).

On utilise ainsi pour chaque PCB un numéro de la nomenclature IUPAC (« International Union of Pure and Applied Chemistry »), nomenclature proposée par Ballschmiter et Zell (1980), basée sur un classement par ordre croissant de substitutions (nombre de chlore et position).

Tableau 8 : Composition des PCB par homologue (Erickson, 1997)

| Formule composée par homologue | Poids moléculaire | Pourcentage de chloration | Nombre d'isomères |
|--|-------------------|------------------------------|-------------------|
| C ₁₂ H ₉ Cl | 188,0 | 19 | 3 |
| C ₁₂ H ₈ Cl ₂ | 222,0 | 32 | 12 |
| C ₁₂ H ₇ Cl ₃ | 256,0 | 41 | 24 |
| C ₁₂ H ₆ Cl ₄ | 289,9 | 49 | 42 |
| C ₁₂ H ₅ Cl ₅ | 323,9 | 54 | 46 |
| C ₁₂ H ₄ Cl ₆ | 357,8 | 59 | 42 |
| C ₁₂ H ₃ Cl ₇ | 391,8 | 63 | 24 |
| C ₁₂ H ₂ Cl ₈ | 425,8 | 66 | 12 |
| C ₁₂ HCl ₉ | 459,7 | 69 | 3 |
| C ₁₂ Cl ₁₀ | 493,7 | 71 | 1 |

Les congénères sont repartis en deux grands groupes d'isomères : les coplanaires et les non-coplanaires. Les congénères non-coplanaires possèdent un à quatre atomes de chlore en position ortho-, interdisant la forme plane. Inversement, les congénères coplanaires ne possèdent pas d'atomes de chlore en position ortho-, et peuvent alors prendre une forme plane dans l'espace d'où le terme de coplanaires. Ces composés ont une conformation proche des dioxines (polychlorodibenzodioxines PCDD et polychlorodibenzofuranes PCDF) (figure 10).

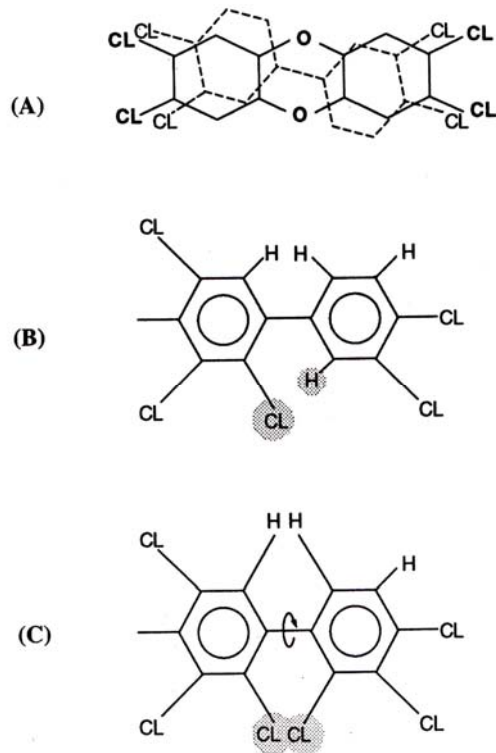


Figure 10 : Configuration des PCB suivant le nombre d'atomes de chlore en position ortho-

A=superposition de deux molécules PCDD et PCB sans chlore en ortho- (en pointillé) / B=PCB avec un atome de chlore en ortho- / C= PCB avec deux atomes de chlore en ortho-

III.1.2. Sources de pollution

Les PCB ont été introduits dans les systèmes commerciaux à partir de 1930 par une firme américaine (*Monsanto Industrial Chemicals Co.*). Ces composés étaient très intéressants pour leurs propriétés de résistance à de fortes températures. Dans les années 1960-1970, la production annuelle mondiale était de 100 000 tonnes. On décrit trois grands types d'utilisation des PCB en fonction de leur impact sur l'environnement (Dobson et *al.*, 1993) :

→ **les systèmes clos contrôlables** : équipements électriques (transformateurs, gros condensateurs). Les problèmes de contamination de l'environnement ne se posent qu'en cas de fuite accidentelle ou lors de la mise au rebut de l'appareil ;

→ **les systèmes clos non contrôlables** : systèmes hydrauliques et systèmes d'échange thermique. Cette application concerne les PCB en faibles quantités dans de nombreux condensateurs (tubes fluorescents, moteurs, émetteurs radio...), des redresseurs, des

régulateurs de tension... qu'il est impossible de récupérer quand le matériel est hors d'usage, et qui se trouvent alors dispersés ;

→ **les systèmes ouverts** : agents plastifiants et anticorrosifs dans les peintures et vernis, agents lubrifiants dans les huiles de graissage, agents améliorateurs des plastiques et polymères, mais aussi dans les caoutchoucs, les adhésifs, les encres d'imprimerie, les papiers, les savons et les insecticides. Les PCB sont en contact direct avec l'environnement et donc irrécupérables.

III.1.3. Mode d'action

III.1.3.1. Toxicocinétique

Les voies d'**absorption** des PCBs sont : digestive, respiratoire (en milieu professionnel) ou cutanée. La plupart du temps, les PCB pénètrent par voie alimentaire et sont absorbés par le tractus digestif. Ils sont alors **distribués** par le sang dans l'ensemble de l'organisme, mais étant donné leur caractère lipophile, ils se retrouvent préférentiellement dans les tissus riches en lipides. On les retrouvera donc surtout dans les graisses et les tissus nerveux, et à moindre mesure, dans le foie, la rate, les reins, le cœur et les muscles squelettiques.

La rétention des PCB dans le tissu adipeux est liée au degré de chloration et à la position des atomes de chlore sur le cycle biphényle. En général, les congénères les plus chlorés persistent plus longtemps. Cependant, cette distribution n'est pas statique dans le temps, il existe des échanges entre les différents tissus. Les PCB accumulés dans les graisses sont libérés lors de la mobilisation des lipides en période de jeûne ou de froid. Ce phénomène entraîne une brutale libération de PCB dans l'organisme, et les concentrations sont alors très élevées.

La **métabolisation** des PCBs fait intervenir les cytochromes P450 (CYP1A1, CYP1A2, CYP2B1/2B2) conduisant à la formation de phénols, soit directement, soit par l'intermédiaire d'arènes oxydes instables. Les PCBs formant plus facilement des intermédiaires arènes oxydes sont les PCBs les moins chlorés. Par conséquent, les PCBs qui tendent à s'accumuler le plus dans l'organisme, sont les PCBs les plus chlorés ou les PCBs substitués en position méta- et para-.

L'**élimination** des PCBs et de leurs métabolites se fait par l'urine et les fèces. Chez les mammifères, le lait représente également une voie d'élimination, aboutissant à la contamination du jeune.

Il est important de noter que le jeune, chez l'animal et chez l'homme, est exposé lors de la grossesse par passage transplacentaire de PCB et lors de l'allaitement (PCBs et métabolites

dosés dans le placenta, dans le sérum du cordon ombilical et dans le lait maternel) (Chen et *al.*, 2001 ; Wang et *al.*, 2001).

III.1.3.2. Mécanismes d'action

® **Congénères coplanaires et non-coplanaires** : Les congénères qui ne sont pas substitués en ortho- représentent la classe de composés la plus toxique. Ces congénères « dioxine-like » sont approximativement des isomères de la 2,3,7,8-TCDD, qui a une affinité pour les récepteurs Ah- et induit les enzymes du cytochrome P450 (Hoffman et *al.*, 2001). Les congénères mono substitués en ortho-, ont une affinité moindre pour ce récepteur et présentent par conséquent une activité « dioxine-like » modérée (Giesy et *al.*, 1998). Les effets que l'on rapporte à cette propriété « dioxine-like » sont les effets sur la peau, les effets immuns, l'inhibition de la croissance et les effets sur la reproduction (ATSDR, 1993).

Le mécanisme « dioxine-like » est l'expression de la réponse toxique induite par la fixation des congénères sur le récepteur Ah-. Ces réponses semblent variées suivant les espèces animales et les races. La sensibilité d'un organe ou d'une cellule particulière dépend de la présence des récepteurs Ah- (EPA, 1991).

Le récepteur Ah- fait partie de la famille des récepteurs orphelins. La réponse de l'AhR à la liaison d'un ligand met en jeu une protéine nucléaire qui forme un hétérodimère avec le complexe AhR-ligand, formant ainsi un facteur de transcription capable de se lier à l'ADN. La liaison avec ce récepteur induit donc l'expression d'un gène qui aboutit généralement à des synthèses enzymatiques (induction du cytochrome P450).

® **Mécanisme « œstrogène-like »** : Le mécanisme « œstrogène-like » concerne surtout les PCBs à demi-vie plus faible. Ces composés sont transformés en métabolites sulfates par l'organisme et présentent alors une forte affinité pour les tissus pulmonaire et utérin. Les PCBs « œstrogène-like » exercent leur action par réaction avec les récepteurs à œstrogène et initialisent une cascade de réactions similaires à celle des œstrogènes endogènes.

III.1.4. Approche toxicologique par les TEF

A cause des mélanges complexes de PCB retrouvés dans les échantillons de l'environnement, il est difficile d'établir une évaluation de risque basée seulement sur des congénères individuels. Par conséquent, une approche différente est utilisée pour exprimer la toxicité d'un mélange : le concept de TEF (Facteur d'Equivalent Toxique).

Cette approche repose sur la similitude structurelle entre les PCB coplanaires et les dioxines et leur similitude de mécanisme d'action dans l'organisme : affinité pour le récepteur arylhydrocarbone des cellules (Ah-receptor).

Cette toxicité relative des composés « dioxine-like » est déterminée à partir d'études sur différentes espèces, à la fois *in vivo* et *in vitro*. Le TEF issu de ces études est basé sur l'importance de la réponse biologique et de la durée d'exposition. L'établissement du TEF prend également en compte l'affinité sélective des molécules pour le récepteur. Par définition, le coefficient le plus fort est de 1 et a été attribué à la dioxine la plus toxique : le 2,3,7,8-TCDD. Le tableau 9 donne quelques valeurs d'équivalent toxique pour certains congénères.

Tableau 9 : Facteur d'équivalent toxique de congénères de PCBs

| Nom la molécule du PCB | Numéro | TEF |
|--|--------|---------|
| 3,3',4,4'- tétrachlorobiphényle | 77 | 0,0005 |
| 2,3,3',4,4'- pentachlorobiphényle | 105 | 0,0001 |
| 2,3',4,4',5- pentachlorobiphényle | 118 | 0,0001 |
| 3,3',4,4',5- pentachlorobiphényle | 126 | 0,1 |
| 2,3,3',4,4',5- hexachlorobiphényle | 156 | 0,0005 |
| 3,3',4,4',5,5'- hexachlorobiphényle | 169 | 0,01 |
| 2,2',3,3',4,4',5- heptachlorobiphényle | 170 | 0,0001 |
| 2,2',3,4,4',5,5'- heptachlorobiphényle | 180 | 0,00001 |

Le produit « TEF x masse du constituant » permet de calculer pour chaque constituant un équivalent toxique (TEQ). Les équivalents toxiques de tous les constituants du mélange sont ensuite additionnés et définissent en TEQ, la toxicité relative du mélange par comparaison à la dioxine.

III.1.5. Effets toxicologiques des PCBs

Chez les animaux de laboratoire, de nombreux effets ont été rapportés : hépatique, gastro-intestinal, hématologique, cutané, modification du poids, endocrinien, immunologique, neurologique, reproducteur... (Erickson, 1997) La plupart des études reposent sur une exposition orale.

Malgré les nombreux effets démontrés chez l'animal, ceux chez l'homme sont beaucoup plus difficiles à mettre en évidence. Les principales données recueillies chez l'homme proviennent de deux accidents, Yusho (au Japon en 1968) et Yu Cheng (Taïwan en 1979), où

des milliers de personnes ont été contaminées par de l'huile de riz polluée par les PCBs (Ikeda, 1996) .

III.1.5.1. Effets sur la peau

Les effets des PCB sur la peau sont très bien décrits dans le cas des accidents de Yusho et Yu-Cheng. Les symptômes sont de la chloracné, de l'alopécie, une hyperpigmentation des ongles et de la peau et de l'hyperkératose (Guo et *al.*, 1999 ; Yu et *al.*, 2001).

III.1.5.2. Effets sur la reproduction

De très nombreuses études ont été réalisées sur les effets des PCBs sur la reproduction, chez les oiseaux et les mammifères. Les PCB ont des effets chez les deux sexes sur la fonction de reproduction et sur le développement fœtal et postnatal. Un retard de croissance a été observé chez les jeunes rats, cobayes, visons et humains (Aulerich et *al.*, 1985 ; Kihlström et *al.*, 1992).

L'intoxication par les PCB se traduit chez les oiseaux par une baisse du taux de ponte, une diminution de l'épaisseur de la coquille des œufs, une diminution du poids des oeufs et par une baisse du taux d'éclosion. Chez les mammifères comme l'otarie et le phoque, les troubles de la reproduction relevés sont des résorptions embryonnaires et des naissances prématurées.

Les études réalisées chez l'homme, soit lors des accidents de Yusho et Yu-Cheng ou lors de la consommation de poissons contaminés, révèlent que les naissances ont lieu prématurément, que le poids des bébés à la naissance est moindre, que la circonférence du crâne est également diminuée. Ces mêmes enfants présenteront par la suite un QI (coefficient intellectuel) inférieur à la moyenne (Kodavanti et Tilson, 1997 ; Aoki, 2001).

III.1.5.3. Effets sur la thyroïde

Les effets des PCBs sur la thyroïde ont été démontrés chez de nombreuses espèces (rats, souris, primates, oiseaux, homme) (Van Den Berg et *al.*, 1988 ; Saeed et Hansen, 1997 ; Kato et *al.*, 2003 ; McNabb et Fox, 2003).

On observe des goitres et des modifications hormonales, avec baisse du taux de triiodothyronine (T3) et de thyroxine (T4) circulant (Brucker-Davis, 1998). Ness et *al.* (1993) ont observé une hypertrophie de la thyroïde chez des rats nourris avec une alimentation supplémentée en PCB à des doses variant de 5 à 500 ppb pendant 4 semaines. Kato et *al.*

(1998 et 2000) décrivent une baisse du taux de thyroxine et de triiodothyronine après injection de métabolites de PCB (méthylsulfone).

Les autres modifications concernant la thyroïde sont l'hypertrophie, l'hyperplasie des cellules folliculaires et l'accumulation de colloïdes. De même, Langer et *al.* (2003) ont mis en évidence une hypoéchogénicité de la thyroïde, des nodules thyroïdiens, la présence d'anticorps anti-thyroïde peroxidase (anti-TPO) et un taux de TSH supérieurs chez des individus habitants dans des zones polluées par les PCB.

Les mécanismes d'action toxique des PCBs sur la thyroïde sont mal connus, mais certains auteurs suggèrent que l'atteinte du transport sérique de la thyroxine serait la cause principale de l'effet perturbateur des PCBs (Cheek et *al.*, 1999 ; Khan et *al.*, 2002).

III.1.5.4. Effets immunologiques

Les données disponibles chez les rats, lapins, souris et singes indiquent qu'il existe des modifications immunologiques suite à une exposition aux PCB. Les auteurs décrivent une diminution de la taille du thymus et du taux de cellules de défense. Le singe (*Macaca mulatta*) semble être l'espèce la plus sensible aux PCB : avec une dose de $5 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ d'Aroclor 1254, on observe une diminution significative du taux d'IgG et d'IgM (Tryphonas et *al.*, 1989).

Chez l'homme, l'exposition aux PCB entraîne une diminution du taux d'IgM et d'IgA, mais non d'IgG (population de Yusho et Yu-Cheng). On observe également une diminution du taux de lymphocytes T et des monocytes (Tryphonas et Feeley, 2001).

Les mécanismes d'action restent mal élucidés, mais il existe une certitude : les composés coplanaires sont plus immunotoxiques que les composés mono-ortho-substitués et les composés non-coplanaires.

III.1.5.5. Cancérogénicité

Les différences de potentiel cancérigène des PCB sont basées sur la dose mais également sur le degré de chloration. Les mélanges les plus hautement chlorés semblent être plus cancérigènes que les moins chlorés.

Chez l'animal (rats, souris), un régime alimentaire supplémenté en PCB engendre des nodules hépatiques néoplasiques, des carcinomes trabéculaires et des carcinomes hépatocellulaires (Schaeffer et *al.*, 1984). A haute dose, la prévalence des nodules hyperplasiques est deux fois plus élevée que celle des carcinomes.

Chez l'homme, la cancérogénicité a été étudiée à la fois chez des travailleurs exposés professionnellement mais également chez des personnes exposées de façon environnementale. Melius *et al.* (1993) ont recensé neuf études épidémiologiques sur les effets cancérogènes des PCB en exposition professionnelle. Toutes ces études reposent sur des cohortes de travailleurs exposés ou supposés exposés aux PCB. Ces études mettent en évidence un excès de mortalité par cancer du foie (statistiquement significatif chez les hommes). L'excès de risque unitaire (ERU) pour l'homme est de $2.10^{-3} \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (EPA, 1991).

Certaines d'entre elles combinent à ce cancer du foie, un excès de risque de cancer de la vésicule biliaire ou du canal biliaire. On mentionne également un excès de risque de cancer du cerveau ou du système nerveux central. Certains auteurs évoquent également un excès de risque de mélanome malin.

En revanche, ces études épidémiologiques présentent souvent des limites à cause de la longue période de latence avant l'induction du cancer, du faible nombre d'individus, de la difficulté à déterminer le niveau d'exposition, de nombreux facteurs de confusion (tabac, alcool, exposition à d'autres toxiques), de différences de mode de vie et de nombreux autres facteurs.

III.1.6. Etude spécifique des PCBs chez les mustélidés

III.1.6.1. Chez le vison en captivité

Les premiers troubles de la reproduction chez les visons ont été observés dans les élevages de fourrure nord-américains dans les années 1960. Ces visons étaient nourris avec des saumons pêchés dans les Grands Lacs du nord de l'Amérique, poissons fortement contaminés.

Ces observations ont donné lieu à de longues séries d'études sur les effets des PCBs sur les visons et notamment leurs impacts sur la reproduction. Ces études ont ensuite été largement utilisées pour interpréter les effets sur les populations de loutres.

Jensen *et al.* (1977) ont mené les premières études en Europe. Des visons femelles ont reçu des doses de PCB dans leur ration. Les concentrations étaient de 0,05 (témoin), 3,3 et 11 mg.kg^{-1} pendant 66 jours. Elles ont été ensuite accouplées avec des mâles non traités. Les résultats sont exposés dans le tableau 10.

Tableau 10 : Résultats de l'étude de Jensen et al. (1977)

| | Lot témoin | 3,3 mg/kg/j | 11 mg/kg/j |
|----------------------------------|-------------------|--------------------------------|-------------------|
| Accouplement | normal | normal | normal |
| Implantation des embryons | normal | normal | normal |
| Taux de naissance | normal | réduit | Aucune naissance |
| Poids à la naissance | normal | 28% inférieur au groupe témoin | - |
| Survie à 5 jours | 82% | 17% | - |

Bäckling et al. (1998) réalisent le même type d'étude et observent également qu'une augmentation de la concentration de PCB dans l'alimentation n'a pas d'effet sur l'implantation des embryons. En revanche, les animaux les plus exposés présentent des lésions vasculaires placentaires, comprenant des pertes et dégénérescence des cellules endothéliales, des thrombus et des hémorragies. L'exposition aux PCB affecte la vascularisation du placenta et cause des dégénérescences au niveau du trophoblaste et de la vascularisation foetale, incompatible avec une survie et un développement normaux du fœtus.

III.1.6.2. Etudes sur le vison sauvage

Les études sur des visons en captivité ont montré que le vison était très sensible à certains composés organochlorés, tels que les PCB. En revanche, il existe très peu de données sur les visons sauvages qui permettraient d'évaluer ces impacts. En effet, les carcasses sont très prisées par les trappeurs (pour la fourrure) et donc difficiles à trouver et à analyser.

Quelques **études américaines** sur des cadavres de visons sauvages nous donnent des indications sur les concentrations de PCB retrouvées et sur les éventuelles conséquences sur les populations. Foley et al. (1988) retrouvent de très fortes concentrations en PCBs chez les visons vivant près du lac Ontario (67 mg.kg⁻¹ dans le foie), concentrations similaires à celle provoquant des troubles de la reproduction chez les animaux de laboratoire. Ils mentionnent en parallèle qu'aucun vison n'est retrouvé à moins de 1,6 km du lac Ontario. D'autres études retrouvent de fortes concentrations de PCBs au Maryland, en Géorgie, en Caroline du Sud et du Nord (Giesy et al., 1994 ; Heaton et al., 1995 ; Osowski et al., 1995)

En Europe, le vison d'Amérique est également largement répandu. Il provient la plupart du temps de fuites accidentelles à partir des élevages d'animaux à fourrure. Très peu d'analyses ont été réalisées sur les tissus de ces animaux. Du fait de la protection des espèces, le piégeage est en effet interdit.

Le vison européen (*Mustela lutreola*) quant à lui, est l'une des espèces de carnivores les plus menacées en Europe. Il a subi un très fort déclin ces dix dernières années. On dispose d'une unique étude espagnole (Lopez-Martin, 1994), qui a porté sur 4 cadavres retrouvés au nord de l'Espagne (3 mâles et une femelle). Les concentrations moyennes publiées de PCBs étaient de 118 mg.kg⁻¹ de lipide dans les muscles et de 122 mg.kg⁻¹ de lipide dans le foie. Ces concentrations sont très largement supérieures à celles considérées comme critiques chez le vison nord-américain.

III.1.6.3. Etudes chez la loutre

Il n'existe aucune étude de laboratoire sur l'impact des organochlorés sur les loutres. Comme nous l'avons vu en première partie, les populations de loutres ont subi un fort déclin à partir des années 1960 dans la plupart des pays d'Europe, les polluants organochlorés type PCBs étant fortement incriminés, en plus du piégeage, de la chasse...

On utilise le vison comme modèle en supposant que les effets des PCB sont comparables chez les deux espèces. Chez le vison, la concentration tissulaire seuil, au delà de laquelle les troubles de reproduction apparaissent, est de 50 mg.kg⁻¹ de PCBs poids lipide (Jensen et al., 1977). Cette valeur est largement utilisée par de nombreux auteurs, qui comparent les résultats de leurs dosages à ce seuil.

La figure 11 montre les valeurs des concentrations tissulaires au sein des populations de loutres de différents pays européens. La valeur seuil fixée est représentée par la ligne horizontale (50 mg.kg⁻¹ de poids lipide). Pour chaque pays, on dispose de nombreuses valeurs de concentrations mesurées. Les analyses ont été réalisées sur des foies et des muscles, mais Mason (1989b) montre que dans ces deux tissus, les concentrations sont du même ordre de grandeur, lorsque exprimées par rapport au poids lipide.

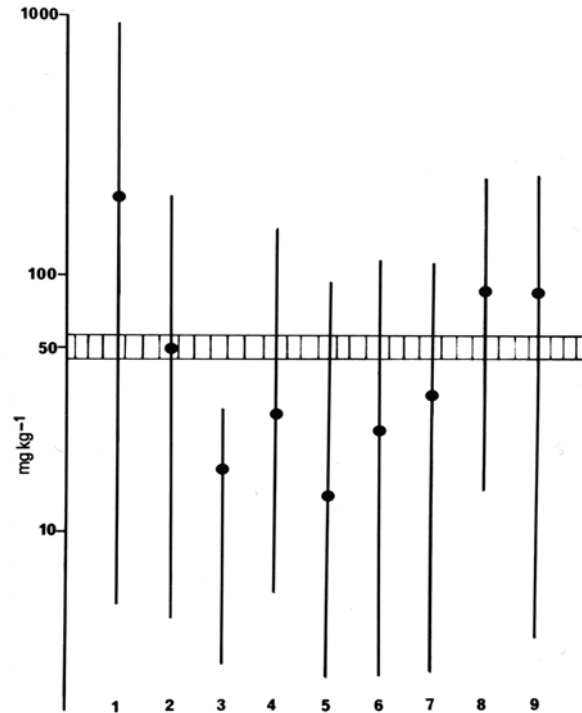


Figure 11 : Concentrations tissulaires moyennes (en mg/kg de lipides) en PCB de différentes loutres (*Lutra lutra*) de différents pays d'Europe

(1) sud de la Suède, (2) nord de la Suède, (3) Norvège, (4) Finlande, (5) Écosse, (6) Pays de Galles, (7) sud-ouest de l'Angleterre, (8) East Anglia, (9) Pays-Bas

Les concentrations les plus élevées ont été retrouvées chez les populations de Suède (populations fortement menacées), des Pays-Bas (disparues depuis 1987), et en République Tchèque (déclin amorcé dans la plupart des régions). Des concentrations en dessous du seuil d'inquiétude ont été retrouvées en Autriche et à l'Ouest de la France (concentration moyenne de 26,2 mg.kg⁻¹ de lipides dans le tissu musculaire) (Trans et *al.*, 1996).

Ces données sont intéressantes car elles synthétisent un ensemble d'études réalisées dans diverses régions de plusieurs pays européens. On note une forte corrélation entre le taux de contamination en PCB des tissus de loutres et le statut des populations. Ceci tend à confirmer la place des polluants, notamment PCBs dans la diminution voire l'extinction des espèces sensibles.

® **Etudes sur les éprouettes** : les loutres européennes font partie d'une espèce légalement protégée, et très peu de cadavres sont disponibles pour réaliser des analyses. Pour passer outre cette difficulté, les chercheurs se sont penchés sur l'analyse des PCB sur d'autres

« matrices » beaucoup plus facilement accessibles, telles que les épreintes ou les proies. Comme nous l'avons décrit dans la première partie, la loutre très territoriale, marque sa présence par la déjection de matières fécales : les épreintes.

Larsson et *al.* (1990) ont montré que la concentration de PCB dans les sécrétions anales était en relation avec la teneur dans les tissus. Les PCB retrouvés dans les épreintes proviennent donc de la partie non digérée des aliments ainsi que des sécrétions anales.

Mason et *al.* (1992) donnent ainsi une correspondance entre le taux de PCB dans les épreintes et celui dans les tissus. Cette correspondance est issue d'un modèle établi par Vries, évaluant le taux de PCBs dans les tissus à partir de la concentration de PCBs dans l'alimentation. La formule de ce modèle est : $C_m = a b R C_f (1 - e^{-kt}) / k$ avec

C_m = la concentration en PCB dans les tissus (mg.kg^{-1} poids lipide)

a et b = des facteurs d'assimilation des PCBs et facteur de conversion

R = la ration quotidienne (en g)

C_f = la concentration en PCB dans la nourriture

k = la constante d'excrétion

t = le temps (soit 730 jours dans cette étude)

Tableau 11 : Correspondance entre le taux de PCB dans les tissus et dans les épreintes mg.kg^{-1} de poids lipide

| Taux de PCB dans les tissus | Taux de PCB dans les épreintes |
|-----------------------------|--------------------------------|
| 50 | 16 |
| 30 | 9 |
| 13,3 | 4 |

Mason et Macdonald (1993c) ont également trouvé une corrélation entre la concentration moyenne en PCB dans les tissus de poissons et la concentration en PCB dans les épreintes de loutres. Ils ont en effet choisi 5 sites sur une même rivière. Sur ces 5 sites, ils ont réalisé des dosages de PCB d'une part dans les tissus de poissons et d'autre part dans les épreintes de loutres correspondant à chaque site. La figure 12 représente les résultats.

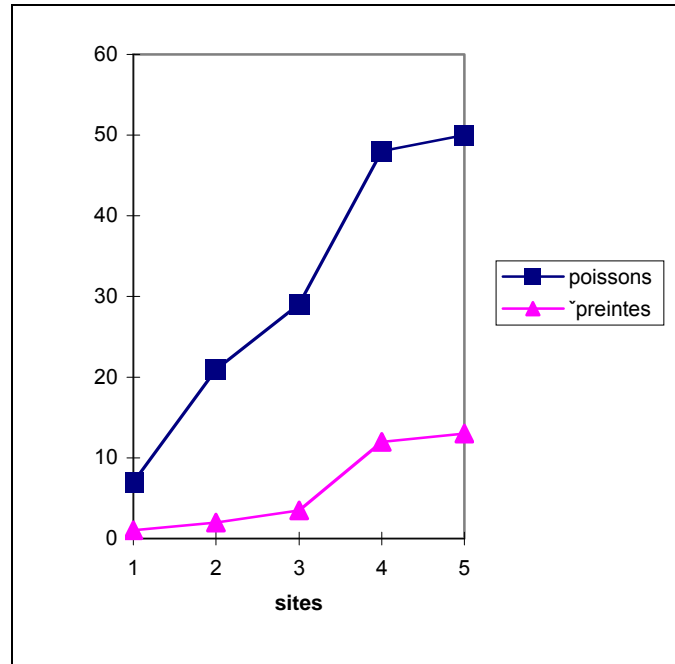


Figure 12 : Concentrations moyennes en PCB totaux dans les tissus de poissons (mg.kg⁻¹ poids frais 10⁻³) et dans les épreintes de loutres (mg.kg⁻¹ lipide) sur 5 sites

L'ensemble de ces corrélations est particulièrement intéressant du fait de la difficulté de capture des loutres et de rareté des cadavres. A partir de prospections sur les sites peuplés (recherche d'épreintes) et de pêches électriques (dosages dans les proies), l'estimation de la contamination par les PCB et des impacts est alors possible.

Comme citées précédemment, les trois concentrations retenues pour les épreintes sont de 16 ; 9 et 4 mg.kg⁻¹. On retrouve leur signification dans le tableau 12.

Tableau 12 : Signification des concentrations dans les épreintes

(Mason et Macdonald, 1993a)

| Concentration de PCB dans les épreintes mg.kg ⁻¹ (poids lipide) | Signification |
|--|---|
| [PCB] > 16 | niveau critique pour la survie |
| 9 < [PCB] < 16 | seuil d'inquiétude |
| 4 < [PCB] < 9 | concentration moindre au niveau d'inquiétude mais supérieure à celui sans effet |
| [PCB] < 4 | niveau sans effet sur la reproduction |

En Angleterre, Ecosse et Irlande, de très nombreuses études ont été menées afin de doser le taux de PCBs dans les épreintes et les cadavres, et évaluer le statut des populations (Mason et *al.*, 1992 ; Mason et Macdonald, 1993b ; Mason et Macdonald, 1994 ; O'Sullivan et *al.*, 1993). Toutes ces études s'accordent à dire que les pays ou les régions les moins polluées abritent des populations de loutres plus importantes. Les zones les plus urbanisées ou industrialisées ont des taux de contamination par les PCB plus forts, et des populations de loutres moins importantes voire absentes.

® **Extrapolation à l'alimentation** : en l'absence d'expérimentation possible sur la loutre, des études de laboratoire sur le vison d'Amérique permettent d'estimer une Limite Maximale de Résidus par kilo de poissons frais (régime alimentaire des loutres). Cette méthode est intéressante, car à partir des concentrations en PCB dans les proies ingérées, on peut estimer les impacts sur la loutre.

Tableau 13 : LMR dans la ration du vison d'Amérique : extrapolation des conséquences pour la loutre (Weber, 1990 ; Macdonald et Mason, 1994)

| Teneur en PCB mg.kg⁻¹ de poisson (poids frais) | Conséquence pour la loutre |
|--|--|
| > 0,5 | Concentration dangereuse, survie en cause |
| 0,05 < PCB < 0,5 | Concentration problématique pour la survie |
| < 0,05 | Concentration supportable |
| > 0,25 | Bloque la reproduction |
| > 0,025 | Altère la reproduction |

Cette extrapolation à partir de dosages dans les proies des loutres est utilisable dans le cas d'une faible disponibilité d'épreintes, ou dans le cas d'une réintroduction afin d'évaluer le taux de contamination du milieu. On estime ainsi la chance de réussite de la réintroduction et de la recolonisation du milieu.

III.2. Les pesticides organochlorés

III.2.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les organochlorés sont des composés de synthèse à structure cyclique, substitués par une ou plusieurs fonctions chlore. Cette famille regroupe de nombreuses molécules regroupées en 5 familles :

- les dichlorodiphényltrichloroéthanés (DDT et ses dérivés, methoxychlor) ;
- les hexachlorocyclohexanes (lindane) ;
- les cyclodiènes (aldrine, dieldrine, endosulfan) ;
- le toxaphène ;
- et les structures telles que le chlordecone et mirex (Blus, 1995).

Jusqu'au milieu des années 1960, ces pesticides ont été utilisés de façon intensive pour la lutte contre les insectes en agriculture, dans les forêts, en usage domestique et en santé humaine. En revanche, l'utilisation de ces composés a considérablement chuté durant les années 1970, et constitue de nos jours un très faible pourcentage des insecticides vendus sur le marché mondial (Aspelin, 1997).

Les composés organochlorés sont dans l'ensemble très lipophiles et très persistants dans l'environnement, avec un temps de demi-vie allant de quelques mois à plusieurs années. Ces deux caractéristiques rendent ces composés bioaccumulatifs avec une bioconcentration le long de la chaîne alimentaire.

® **le DDT et ses dérivés** : le DDT est la molécule phare des insecticides organochlorés, la plus connue et la plus étudiée. Les premières synthèses ont eu lieu en 1872 alors que ses propriétés insecticides n'ont été découvertes qu'en 1939 (Müller, prix Nobel) (Blus et *al.*, 1996). Le DDT est le dichlorodiphényltrichloroéthane ou encore appelé zéidane, de formule brute $C_{14}H_9Cl_5$ et de masse moléculaire élevée ($354,5 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$).

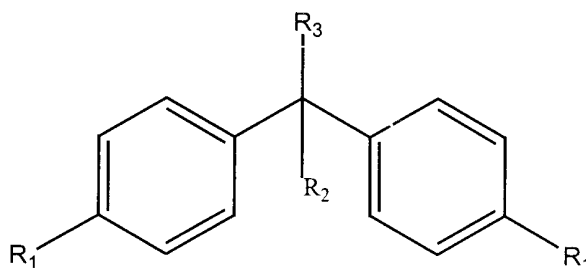


Figure 13 : Formule développée du DDT

Les premières utilisations ont été la lutte contre les vecteurs de différentes arboviroses dont la malaria, puis pour le contrôle des ravageurs des cultures et des forêts.

De nos jours, son utilisation est restreinte à des utilisations particulières (lutte contre les vecteurs dans tous les pays industrialisés et contrôle des arboviroses dans les pays tropicaux) (Smith, 1991). En France, son utilisation a été totalement prohibée depuis mai 1974 (Bailly et al., 1974).

Le DDE (dichlorodiphényléthane) est un dérivé du DDT, résultant de la perte d'un atome de chlore sur le groupement CCl_3 de la molécule de DDT. Il a peu de toxicité sur les insectes et n'était pas utilisé comme pesticide. La plupart du DDE présent dans l'environnement provient de la dégradation du DDT (Clark, 1997).

Le DDD (dichlorodiphényldichloroéthane) est un autre dérivé de la molécule de DDT, dérivé résultant également de la perte d'un atome de chlore sur le groupement CCl_3 de la molécule de DDT.

® **le lindane** : autrement appelé l'hexachlorocyclohexane (γ 1,2,3,4,5,6-HCH), il s'agit d'un composé de formule brute $\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$ et de masse moléculaire de $290,8 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$.

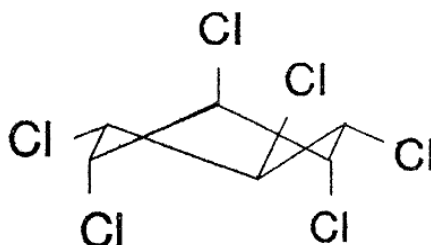


Figure 14 : Configuration spatiale du lindane

La première synthèse réalisée en 1825 par Faraday est restée longtemps sans application pratique. Son activité insecticide n'a été mise en évidence qu'en 1942 par deux équipes indépendantes.

Le lindane a eu diverses applications en arboriculture, dans les cultures maraîchères, la désinfection des semences, le traitement des sols, du bois et les traitements antiparasitaires des animaux (essentiellement pour la lutte contre les ectoparasites). Le lindane a été classé en 1984 par l'OMS comme produit de classe I, modérément dangereux.

Il est totalement interdit en Union Européenne pour tout usage agricole depuis le 1^{er} juillet 1998 (Cluzeau et *al.*, 1998). Ne sont plus autorisées que quelques spécialités vétérinaires à usage du chien.

® **les cycladiènes :**

Ce groupe comporte l'aldrine, le dieldrine et l'heptachlore.

- l'**aldrine** est un composé de formule brute $C_{12}H_8Cl_6$. Il s'agit d'un insecticide de contact, d'ingestion et inhalation, utilisé pour la désinfection des sols jusqu'en 1972 ;

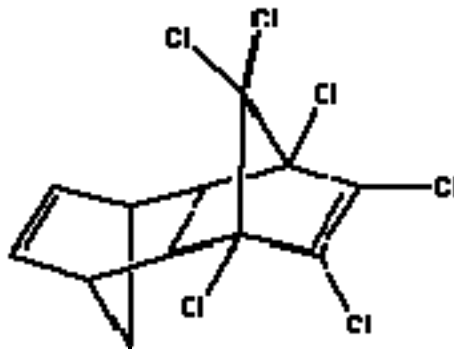


Figure 15 : Structure de l'aldrine

- la **dieldrine** (métabolite de l'aldrine) a pour formule brute $C_{12}H_8Cl_6O$. Cet insecticide a été utilisé jusqu'en 1972 pour le traitement des sols, la désinfection des locaux et la lutte contre les fourmis et les doryphores.

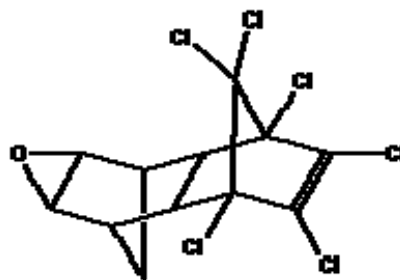


Figure 16 : Structure de la dieldrine

- l'**heptachlore** a pour formule $C_{10}H_5Cl_7$. Il peut se transformer en époxyde (heptachlore époxyde), molécule ayant des propriétés très voisines. Cet insecticide de contact et d'ingestion était surtout utilisé dans la désinsectisation des sols et des semences et a également été interdit en 1972.

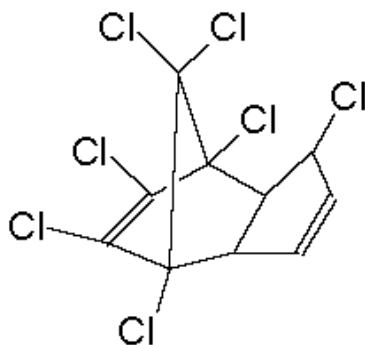


Figure 17 : Structure de l'heptachlore

III.2.2. Métabolisme

Les animaux sont **exposés** par ingestion de contaminants présents dans leur alimentation ou dans l'eau, par inhalation ou par absorption à travers les épithéliums. Le pourcentage de pénétration à travers la peau varie suivant les molécules : de très faible pour le DDT à très fort pour le dieldrine (Smith, 1991).

Après **absorption**, les organochlorés sont transportés par voie sanguine, fixés aux lipoprotéines sériques. Ils atteignent rapidement les organes et tissus fortement irrigués (encéphale, reins, poumons) puis une redistribution secondaire les transporte vers les organes riches en lipides (graisse, cerveau, foie). Cette accumulation dans les graisses ajoutée à leur stabilité, font que les biotransformations sont faibles, lentes et difficiles.

Les voies et rythmes d'**élimination** varient en fonction de la molécule, le lindane ayant une élimination beaucoup plus rapide et complète que les autres molécules.

III.2.3. Toxicologie

III.2.3.1. Toxicologie générale

La plupart des pesticides organochlorés, dont le lindane, sont des stimulants du système nerveux central. Ils agissent en réduisant le transport du potassium à travers les membranes, en altérant le flux de sodium, en inhibant la pompe Na^+ , K^+ -ATPase et la pompe Ca^{2+} -ATPase. D'autres classes d'organochlorés agiraient comme antagonistes du GABA (Acide

gamma aminobutyrique), causant une hyperpolarisation membranaire à l'origine de paralysies (Hoffman et *al.*, 2001).

La toxicité des organochlorés est déterminée par de nombreux facteurs tels que l'âge, le sexe, le type d'exposition, la formulation, l'interaction avec d'autres polluants...

Les principaux signes d'intoxications aiguës ou chroniques incluent anorexie, léthargie, ataxie, tremblement et convulsions.

III.2.3.2. Etude spécifique des pesticides organochlorés chez les mustélidés

Les premières études d'organochlorés chez le vison suggéraient que ces pesticides étaient responsables d'échecs de reproduction. Mais à l'époque, la présence et le rôle des polychlorobiphényles étaient inconnus. En 1977, Aulerich et Ringer présentent des fortes teneurs en PCBs et des concentrations beaucoup plus fortes que celles des pesticides organochlorés. A partir de ce moment, toutes les attentions vont se porter sur les PCBs et la plupart des publications ne portent plus que sur les PCBs.

® **DDT et ses dérivés** : Le DDT est un insecticide particulièrement connu pour ses effets négatifs sur la reproduction des oiseaux de différentes espèces (Pigeon ramier, Aigrette garzette, Héron, Faucon pèlerin...). La toxicité du DDT s'exprime entre autres par une diminution de la taille de la coquille, une baisse du taux d'éclosion ainsi qu'une mortalité embryonnaire et néonatale élevée (Keck et *al.*, 1982). En 1969, Gilbert observe que chez des visons nourris avec des poissons contenant du DDE, le taux d'avortement est plus important. Cette affirmation sera démentie par la suite, grâce à la découverte de fortes concentrations en PCBs. Jensen et *al.* (1977) en déduisent que le DDT seul n'entraîne pas de diminution de succès de reproduction chez le vison.

® **Dieldrine et aldrine** : en 1978, Chanin et Jeffries, pointant le fait que le déclin majeur des loutres coïncidait avec l'introduction de la dieldrine en agriculture, lui ont attribué la responsabilité de la raréfaction des loutres britanniques. Cependant, de nombreuses années après que cette hypothèse fut avancée, aucun fait nouveau n'est venu la confirmer. Mason et Macdonald (1994) considèrent également que la dieldrine est un composé jouant un rôle dans les problèmes de reproduction de la loutre.

® **l'heptachlore** : chez le vison, à de fortes concentrations (100 mg.kg⁻¹ dans l'alimentation), l'heptachlor a un effet léthal. Il induit également des réductions du poids corporel et des troubles neurologiques (Aulerich et *al.*, 1990). A des concentrations de 12,5

mg.kg⁻¹, on observe des effets sur la reproduction : diminution du poids des jeunes à la naissance, diminution de leur taux de croissance, augmentation précoce de leur mortalité (Crum *et al.*, 1993).

® **le lindane** : le lindane a très peu été étudié chez les mustélidés. Seules deux études récentes ont étudié les effets du lindane sur la reproduction (Beard *et al.*, 1997 ; Beard et Rawlings, 1998). Des visons ont une alimentation supplémentée en lindane (1 mg.kg⁻¹.j⁻¹). Les effets observés sont une diminution du taux d'accouplement, une baisse de la fertilité et une augmentation de la mortalité embryonnaire.

III.2.4. Valeur seuil

Tout comme pour les PCBs, les auteurs ont fixé des valeurs seuils dans les épreintes et dans l'alimentation de la loutre, seuil ayant une signification pour la survie de l'espèce.

Tableau 14 : Signification des concentrations dans les épreintes (en mg.kg⁻¹ poids lipide) (Mason et Macdonald, 1993a)

| Concentration de dieldrine ou OCs totaux dans les épreintes | Signification |
|---|--|
| [dieldrine] > 16 ou [OCs totaux] > 20 | niveau critique pour la survie |
| 9 < [dieldrine] < 16 ou 16 < [OCs totaux] < 20 | seuil d'inquiétude |
| 4 < [dieldrine] < 9 ou 4 < [OCs totaux] < 9 | concentration moindre au niveau d'inquiétude mais supérieure à celui sans effet |
| [dieldrine] < 4 et [OCs totaux] < 4 | niveau sans effet sur la reproduction |

Weber (1990) propose des valeurs limites pour les concentrations d'organochlorés par rapport au poids frais de poissons entiers :

- DDT et métabolites = 0,5 mg.kg⁻¹ ;
- Dieldrine + endrine + lindane = 0,1 mg.kg⁻¹.

En conclusion sur les polluants organiques persistants, il existe des valeurs seuils pour les PCBs et la majeure partie des pesticides organochlorés. Chez l'homme, les dioxines sont un sujet très occupant alors que chez la loutre, aucune étude n'évalue les concentrations en

dioxine dans les cadavres et/ou épreintes. Les effets attribués aux PCB ne pourraient-ils pas être causés par les dioxines ?

III.3. Les métaux lourds

Les métaux lourds sont des substances naturelles issues de la roche mais devenues des polluants, suite aux activités humaines. Certains métaux sont essentiels pour le bon déroulement de l'activité cellulaire (sodium, magnésium, calcium, cuivre), d'autres, en revanche, sont non-essentiels et connus pour leurs effets toxiques (plomb, mercure, cadmium).

Nous étudierons quatre de ces métaux : plomb, mercure, cadmium et cuivre, les trois premiers étant bien connus pour leurs effets toxiques sur la faune sauvage.

III.3.1. Caractéristiques physico-chimiques, utilisations et sources de pollution

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie, l'orfèvrerie...(Miquel, 2001).

Les métaux lourds sont caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g.cm⁻³.

Tableau 15 : Caractéristiques chimiques du plomb, du cadmium, du mercure et du cuivre

| | Plomb | Cadmium | Mercure | Cuivre |
|---------------------------------------|--------------|-----------------|----------------|---------------|
| Symbole | Pb | Cd | Hg | Cu |
| Masse atomique | 270 | 112 | 200 | 63,5 |
| Masse volumique (g.cm ⁻³) | 11,35 | 8,6 | 13,6 | 8,9 |
| Température d'ébullition (°C) | 1740 | 765 | 357 | 2567 |
| Minerai d'origine | Galène | Scories de zinc | Cinabre | |

Les métaux lourds sont des éléments naturels, présents dans tous les compartiments de notre environnement, l'air, l'eau et les sols. Ils sont fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates, et sont diffusés dans l'environnement avec l'érosion.

III.3.1.1. Le plomb

Le **plomb** est issu d'un minerai : la galène. Son utilisation est directement liée à la métallurgie notamment sous l'empire romain (monnaie, canalisations, vaisselle) puis lors de la révolution industrielle. Pendant la première moitié du siècle, le plomb est utilisé dans l'industrie, l'imprimerie et les peintures, puis dans la seconde moitié du siècle l'utilisation dominante est liée aux carburants automobiles (ajouté à l'essence comme antidétonant). Cette utilisation est aujourd'hui interdite (arrêté du 23/12/99).

La contribution des sources naturelles à la concentration de plomb dans l'environnement est faible. Par différents processus de désagrégation, les roches libèrent du plomb qui passe dans la biosphère et l'atmosphère, puis finit par retourner à l'écorce terrestre sous la forme de roches sédimentaires. Les sources anthropiques sont directement liées à l'utilisation de ce métal. L'émission du métal est soit concomitante à son utilisation (plomb dans l'essence comme antidétonant), soit retardée par rapport à l'utilisation (plomb dans batteries).

III.3.1.2. Le cadmium

Le **cadmium** reste un métal inconnu jusqu'au XIX^{ème} siècle. Il est un constituant mineur de divers minerais de métaux. Lors de la découverte de ses propriétés physico-chimiques, il fait son apparition dans les batteries, dans les protections anti-corrosion (cadmiage) et comme stabilisant dans les plastiques et les pigments.

Le volcanisme est la principale source d'émission dans l'atmosphère, complétée par l'évaporation de surface des océans ainsi que les émissions végétales (Ramade, 1992). Les sources anthropiques sont directement liées à l'utilisation de ce métal : dans les piles et dans les activités minières et métallurgiques.

III.3.1.3. Le mercure

Le **mercure** est rare dans le milieu naturel, se trouvant à l'état de traces dans les roches mais à des concentrations justifiant parfois une exploitation. Il est extrait du cinabre (sulfate de mercure) et utilisé depuis l'Antiquité. Il est présent naturellement dans l'écorce terrestre. On le rencontre sous trois états fondamentaux dans l'environnement : les vapeurs de mercure Hg^0 , les composés inorganiques Hg^{2+} et les composés méthylés CH_3-Hg et $(CH_3)_2-Hg$. L'activité volcanique associée à l'évaporation des océans est à l'origine de la dispersion des vapeurs de mercure Hg^0 dans l'atmosphère. Sous l'action de la lumière, le mercure Hg^0 peut être oxydé en Hg^{2+} , forme hydrosoluble pouvant retomber sur les sols et rejoindre les eaux de

surface. Ensuite dans l'eau, le mercure Hg^{2+} , sous certaines conditions, peut être méthylé par l'action des bactéries aboutissant aux formes alors dites méthylées.

L'homme a profité des nombreuses propriétés du mercure :

- sa caractéristique de métal liquide a permis son utilisation en instrumentation (thermomètres, baromètres) ;
- le mercure est utilisé dans les processus d'extraction de l'or et l'argent (formation d'amalgames) ;
- les installations électriques (piles, lampes fluorescentes), les peintures et industries de traitement de pulpes de bois représentent 55% de l'utilisation (Boening, 2000) ;
- le mercure est également employé en agriculture comme fongicide, dans les industries pharmaceutiques comme antiseptique (mercurochrome), en médecine (dans les vaccins), en dentisterie (amalgames dentaires à base d'étain).

III.3.1.4. Le cuivre

Le **cuivre** est un oligo-élément nécessaire à la vie, pouvant présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration. Dans la nature, on le trouve surtout sous forme de sulfures cuivreux (valence +1) ou cuivrique (valence +2), d'oxydes de cuivre (CuO) ou de carbonates basiques (malchite, azurite). Le cuivre se trouve dans les roches basaltiques, les schistes et à moindre mesure dans le granit. Dans les sols, 98% du cuivre se trouve sous forme complexée à la matière organique.

III.3.2. Toxicocinétique - toxicodynamie

III.3.2.1. Le plomb

Le plomb absorbé par l'organisme par inhalation ou par ingestion est distribué par le sang à différents organes (Pain, 1995): le foie, les reins, la rate, la moelle osseuse et surtout les os. Le plomb est transporté par les hématies (fixé aux groupements thiols), le plomb sanguin ne représentant que 1 à 2 % de la quantité totale de plomb présent dans l'organisme ; les tissus mous (reins, foie, rate...) en contiennent 5 à 10 % et plus de 90 % est fixée sur les os. Le plomb est principalement (75 %) éliminé dans les urines. 15 à 20 % est éliminé dans les fèces. Le plomb est également excrété dans la salive, dans la sueur, dans les ongles, dans les cheveux...

Au niveau de la moelle, le plomb a une grande affinité pour les groupements thiols et inhibe plusieurs enzymes nécessaires à la synthèse de l'hème. Outre la diminution de l'érythropoïèse par inhibition de la synthèse de l'hème, le plomb possède aussi une toxicité

directe sur les hématies circulantes et provoque une hémolyse. Le plomb exerce une action neurotoxique périphérique et centrale. Il interfère avec la synthèse et la libération de l'acétylcholine. L'action neurotoxique pourrait résulter en partie de l'accumulation de l'acide delta-aminolévulinique.

III.3.2.2. Le cadmium

Seulement 5% du cadmium ingéré est absorbé par l'organisme, une déficience en calcium ou en fer pouvant augmenter ce pourcentage. La principale source d'exposition est l'ingestion d'aliments d'origine aquatique.

Le transport du cadmium est assuré par le sang, par fixation à l'hémoglobine des hématies. Le cadmium est ensuite accumulé principalement dans les reins et le foie. L'excrétion est un processus très lent, le cadmium s'accumulant ainsi dans les organismes. Il existe un système de détoxification : l'entrée du cadmium dans les cellules induit la synthèse de métallothionéines, qui le fixent et le rendent non toxique. D'autres substances peuvent activer la synthèse de ces méthallothionéines mais lorsque la synthèse de celles-ci n'est plus proportionnelle à l'accumulation de cadmium, les effets toxiques apparaissent (Klaassen et Liu, 1997).

III.3.2.3. Le mercure

Le mercure sous forme $\text{CH}_3\text{-Hg}$, apporté par les aliments d'origine aquatique, est résorbé à 95% par les intestins.

Chez les mammifères, les formes organiques et inorganiques du mercure présentent une forte affinité pour les ligands portant des groupements thiols (-SH). Ainsi l'ion mercurique (Hg^{2+}) se fixe aux groupements -SH des protéines, de la cystéine ou du glutathion. Le $\text{CH}_3\text{-Hg}$ est associé aux hématies (liaison à l'hémoglobine), diffusant ainsi dans tous les organes et franchissant les barrières hémato-méningée et placentaire.

Cependant la toxicité du mercure est très variable selon la forme chimique :

- le mercure sous forme liquide (Hg^0) est peu toxique car très peu absorbé par voie orale. L'ingestion de mercure quitte le corps en quasi-totalité (plus de 99 %) par les voies naturelles (selles, urine) ;
- le mercure métallique sous forme de vapeur (Hg^0) : le mercure, en chauffant, se transforme en vapeur. Il est alors inhalé, et va, par conséquent, dans les poumons et dans le sang. Le mercure est alors transporté dans les différentes parties du

corps, notamment dans le cerveau, organe cible des intoxications par vapeurs mercurielles ;

- le mercure sous forme ionisé peut pénétrer dans le corps par voie orale (inhalation) ou cutanée se concentrant dans le foie et les reins ;
- le mercure organique a déjà été absorbé et assimilé par un organisme vivant et se retrouve dans les tissus carbonés de celui-ci. Il peut être à nouveau ingéré par un autre (exemple : mercure absorbé par les poissons et crustacés, concentré dans les parties digestives, elles-mêmes consommées par les humains). Cette forme est très toxique. Le drame de Minamata (Japon) vient du fait que le mercure assimilé par la population autochtone était du méthylmercure, issu des poissons et coquillages. La toxicité du méthyl-mercure se caractérise par des troubles nerveux (parésie, ataxie, rétrécissement du champ visuel) chez l'adulte et des dommages cérébraux et retard d'apprentissage chez les enfants exposés *in utero*. Les premiers effets neurotoxiques décelés chez l'adulte surviennent à partir d'un certain seuil, seuil de concentration minimale de $200 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans le sang et $50 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les cheveux ;
- la toxicité des composés inorganiques du mercure dépend de leur solubilité, le chlorure de mercure étant le plus toxique. Ce produit est néphrotoxique, par la mise en place de complexes auto-immuns.

III.3.2.4. Le cuivre

Le cuivre est résorbé par l'estomac et l'intestin grêle après complexation sur les acides aminés ou liaison aux métallothionéines. Il est ensuite véhiculé par l'albumine, par des acides aminés tels que l'histidine ou la thréonine, ou par les hématies (fixé à l'érythrocupréine). Le cuivre est ensuite stocké dans le foie.

Le cuivre joue un rôle très important dans diverses fonctions car il est un cofacteur de nombreuses protéines (métabolisme du fer et hématopoïèse, synthèse de l'élastine et du collagène, fonctionnement de système nerveux central, pigmentation, action anti-oxydante).

III.3.3. Effets des métaux lourds et concentration

On ne dispose que de très peu d'études sur les loutres européennes. La plupart des données concernent le vison (en laboratoire ou sauvage) ainsi que la loutre américaine. Nous nous baserons donc sur les études réalisées sur des espèces proches de la loutre européenne.

D'autres part, les études réalisées sur les mustélidés portent essentiellement sur le mercure et à moindre mesure sur plomb, cadmium et cuivre.

III.3.3.1. Le plomb

® D'après les études expérimentales et les études de terrain réalisées chez les **mammifères**, les intoxications au plomb engendrent entre autres des cécités, des lésions histopathologiques du foie et des reins, des hémorragies, de l'anorexie, anémie, réduction du poids du cerveau, un manque de coordination, des convulsions, de l'hyperactivité, des troubles de la reproduction avec une surmortalité des fœtus... (Hoffman et *al.*, 2001 ; Ma, 1996). Les effets les plus largement étudiés sont les effets hématologiques, les effets sur le système nerveux, et sur la reproduction. Comme chez l'homme, les jeunes sont souvent plus susceptibles que les adultes, pour les aspects neurologiques et comportementaux.

® Chez les **mustélinés** : Les seules études sur le plomb ont été réalisées sur des animaux sauvages : visons, loutres américaines et européennes. Chez le vison, différentes études américaines suggèrent que la concentration de plomb dans le foie est généralement inférieure à 1 mg.kg⁻¹. Chez les loutres américaines, les concentrations publiées vont de 0,4 à 55,0 mg.kg⁻¹ dans le foie et de 0,4 à 32,5 mg.kg⁻¹ dans les os (Mason et Wren, 2001). Quelques études européennes donnent des concentrations de plomb dans le foie et les muscles de la loutre *Lutra lutra*, mais sans évoquer les conséquences toxicologiques.

Tableau 16 : Concentrations de plomb dans différents prélèvements de loutre

| Etude | Lieu | Organe | Concentration en mg.kg⁻¹ |
|---------------------------|--------------------|---------------|--|
| Mason et <i>al.</i> 1986 | Grande- | foie | 2,20 (ND-5,86) |
| | Bretagne | muscle | 2,70 (ND-5,33) |
| Gutleb et <i>al.</i> 1998 | Autriche | foie | 0,37 (0,01-1,17) |
| | Hongrie | foie | 0,83 (0,33-2,2) |
| | République Tchèque | foie | 0,39 (0,08-0,8) |

® Teneur de plomb dans l'alimentation : très peu de données sont disponibles sur les limites maximales de polluants acceptables dans l'alimentation de la loutre. Seul Weber (1990) fixe une limite à 2,0 mg.kg⁻¹ de plomb dans les poissons, seuil à ne pas dépasser.

III.3.3.2. Le cadmium

® **Chez l'homme**, l'exposition chronique au cadmium a pour principale conséquence une atteinte rénale. Les signes cliniques sont des insuffisances rénales avec protéinurie et élévation des valeurs urinaires. Des concentrations de $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ entraînent des dysfonctionnements rénaux dans 10% de la population présentant ce taux (Satoh et *al.*, 2002). On note également des troubles cardiovasculaires (hypertension), des effets sur la reproduction (lésions gonadiques) et des effets carcinogènes.

® Etant donné que le processus d'excrétion du cadmium est très lent, **les oiseaux et les mammifères** l'accumulent dans des organes cible (foie et rein). Comme chez l'homme, le rein est l'organe critique dans la toxicité chronique du cadmium. Lorsque la concentration atteint 100 à 200 mg.kg^{-1} dans le cortex rénal, les métallothionéines perdent leur capacité à protéger les cellules. Des néphropathies apparaissent alors, caractérisées par une nécrose des cellules des tubules proximaux, une protéinurie, une glycosurie, une augmentation du cadmium dans les urines, une diminution du cadmium rénal et apparition de métallothionéines dans le plasma (Wren et *al.*, 1995).

® **Chez le vison** : Les teneurs fréquemment retrouvées ne dépassent pas $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$. La concentration en cadmium dans les tissus dépend à la fois de la localisation géographique mais également de l'influence d'autres polluants. Olsson et *al.* (1979) démontrent que le taux de cadmium rénal chez des femelles visons exposées à 11 mg.kg^{-1} de PCB dans leur nourriture est plus important que chez des animaux contrôle (non exposés aux PCB). Aucun cadmium n'a été rajouté dans l'alimentation. Il y aurait donc une interaction entre différents polluants, interaction modifiant le métabolisme du cadmium.

® **Chez la loutre** : Pour la loutre américaine, les mesures de concentration en cadmium varient suivant les régions, et sont comprises entre $0,1$ et $5,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans les reins et entre $0,1$ et $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le foie (Mason et Wren, 2001).

Pour la loutre européenne, le tableau 17 résume les différentes données.

Tableau 17 : Concentrations de cadmium dans différents prélèvements de loutre

| Etude | Lieu | Organe | Concentration en mg.kg ⁻¹ |
|-----------------------------|-----------------|--------|--------------------------------------|
| Gutleb et <i>al.</i> , 1998 | Autriche | foie | 0,36 (0,01-0,87) |
| | | rein | 0,91 (0,03-4,6) |
| | Hongrie | foie | 0,31 (0,05-0,49) |
| | | rein | 0,51 (0,17-0,89) |
| | République | foie | 1,51 (0,16-5,42) |
| | Tchèque | rein | 0,32 (0,28-0,36) |
| Mason et <i>al.</i> , 1986 | Grande-Bretagne | foie | 0,27 (ND-0,54) |
| | | rein | 0,60 (ND-3,84) |
| Cassereau, 2001 | France | foie | 0,14 (0,02-0,66) |
| | | rein | 0,45 (0,03-2,00) |

Toutes ces concentrations sont considérées comme « non problématiques » pour les loutres. Une concentration de 100 mg.kg⁻¹ (poids frais) dans le rein du rat est considérée comme critique, concentration qui n'a jamais été atteinte ou dépassée dans les échantillons de loutres analysés jusqu'à présent (Gutleb et *al.*, 1998).

® Dans l'alimentation des loutres, le seuil maximal conseillé est de 0,5 mg.kg⁻¹ (Weber, 1990). En revanche, ce seuil est plus bas pour l'homme. Les LMR fixées sont de 50 µg.kg⁻¹ poids frais (réglementation de l'Union Européenne R466/2001 du 16/03/2001).

III.3.3.3. Le mercure

® La forme méthylmercure est la plus toxique pour les **oiseaux et les mammifères**. Elle a des effets délétères sur la survie des adultes, sur la reproduction, sur le comportement et le développement cellulaire, des effets tératogènes ont également été démontrés (Hoffman, 2001). Le méthylmercure passant la barrière hémato-méningée, est excrété dans les oeufs des oiseaux, et est transmis aux jeunes mammifères par le placenta et le lait.

® **Chez le vison** : quelques auteurs ont étudié expérimentalement la toxicité du mercure chez le vison. La forme organique, méthylmercure, est la plus toxique. Lipophile, elle traverse rapidement les membranes biologiques. Comme pour les PCBs, les premiers signes d'intoxication au mercure ont été détectés par les éleveurs de vison.

Les premières études en laboratoire confirment que le méthylmercure est plus toxique que le mercure inorganique. En effet, Aulerich et *al.* (1974) démontrent que des doses de 5 mg.kg⁻¹ de méthylmercure dans la nourriture sont létales pour le vison adulte au bout de 30 jours. En revanche, des doses de 10 mg.kg⁻¹ de mercure inorganique ne présentent aucun effet adverse au bout de 5 mois.

Les signes d'intoxication des visons exposés au méthylmercure apparaissent en 24 h et s'expriment par des pertes d'équilibre, un manque de coordination, de l'anorexie et des pertes de poids. Des concentrations en méthylmercure supérieures à 25 mg.kg⁻¹ dans le foie et les reins et supérieures à 10 mg.kg⁻¹ dans le cerveau et les muscles sont considérées comme diagnostiques d'une intoxication au méthylmercure.

Le premier cas documenté de vison sauvage intoxiqué au mercure a été observé au Canada. Cet animal avait laissé des traces dans la neige d'un déplacement non-coordonné (déplacement en cercle). Les teneurs en mercure mesurées dans les tissus étaient comparables aux valeurs toxiques les plus hautes obtenues en laboratoire (58,2 mg.kg⁻¹ dans le foie ; 31,9 mg.kg⁻¹ dans les reins ; 15,2 mg.kg⁻¹ dans les muscles et 13,4 mg.kg⁻¹ dans le cerveau).

En résumé, les teneurs moyennes en mercure des visons des zones non contaminées sont en général inférieures à 5,0 mg.kg⁻¹ pour le foie et les reins, à 2,0 mg.kg⁻¹ pour les muscles et à 0,5 mg.kg⁻¹ pour le cerveau (Wren et *al.*, 1986 ; Halbrook et *al.*, 1996 ; Foley et *al.*, 1988).

® **chez la loutre** : Les concentrations en mercure ont été également largement étudiées chez les loutres. Ces dernières sont encore plus exposées que les visons, car elles sont essentiellement piscivores. Les visons sont plus opportunistes et les poissons ne représentent qu'un tiers de leur ration.

Chez les loutres américaines, O'Connor et Nielsen (1980) montrent que des concentrations supérieures à 2 mg.kg⁻¹ de méthylmercure sont toxiques pour l'adulte.

D'après différentes études, les auteurs s'accordent à dire qu'après une intoxication au méthylmercure dans l'alimentation, les concentrations en mercure dans les tissus sont similaires au moment de la mort : 39 mg.kg⁻¹ dans les reins, 33 mg.kg⁻¹ dans le foie, 16 mg.kg⁻¹ dans les muscles et 18 mg.kg⁻¹ dans le cerveau (Mason et Wren, 2001).

Tableau 18 : Concentrations de mercure dans différents prélèvements de loutre

| Etude | Lieu | Organe | Concentration en mg.kg⁻¹ (min-max) |
|-----------------------------|--------------------|---------------|--|
| Mason <i>et al.</i> , 1986 | Grande-Bretagne | foie | 5,4 (1,2-20,5) |
| Kruuk et Conroy, 1991 | Ecosse | foie | 4,1 (max 20,8) |
| Mason et Madsen, 1992 | Danemark | foie | 2,3 (max 12,4) |
| Mason et O'Sullivan, 1993 | Irlande | foie | 2,5 (0,2-17,0) |
| Gutleb <i>et al.</i> , 1998 | Autriche | foie | 1,01 (<0,01-1,84) |
| | | rein | 0,68 (<0,01-2,10) |
| | Hongrie | foie | 0,65 (0,02-2,64) |
| | | rein | 0,44 (0,04-0,87) |
| | République Tchèque | foie | 14,43 (<0,01-55,61) |
| | | rein | 0,32 (0,25-0,38) |

Toutes ces valeurs sont faibles, seuls quelques individus de République Tchèque présentaient des concentrations qui pouvaient exercer potentiellement un effet toxique.

® Concernant les concentrations en mercure dans l'alimentation, certains auteurs donnent des valeurs limites de 2 mg.kg⁻¹ de méthylmercure dans l'alimentation (O'Connor et Nielsen, 1980). Weber (1990) propose une valeur seuil à 0,5 mg.kg⁻¹ de mercure dans les poissons.

III.3.3.4. Le cuivre

Les études expérimentales chez l'animal, par supplémentation excessive en cuivre dans l'alimentation, montrent des effets vasculaires et des modifications hématologiques (dommages hépatiques et rénaux). Naturellement, les intoxications par le cuivre concernent principalement les ruminants, les monogastriques étant plus résistants. Le cuivre s'accumule dans le foie, mais dès que les capacités de stockage sont dépassées, les signes cliniques apparaissent (ictère, syndrome hémolytique, hémoglobinurie, signes nerveux).

Nous disposons de très peu de données chez la loutre. La plupart des études portent sur les loutres américaines, mentionnant des concentrations variant de 1,0 à 211,0 mg.kg⁻¹ dans le foie, selon les études (Mason et Wren, 2001). Seule une étude de Gutleb (1998) donne des concentrations en cuivre dans des tissus de loutres européennes.

Tableau 19 : Concentrations de cuivre dans différents prélèvements de loutre

| Etude | Lieu | Organe | Concentration en mg.kg⁻¹ (min-max) |
|-----------------------------|--------------------|---------------|--|
| Gutleb et <i>al.</i> , 1998 | Autriche | foie | 38,7 (8,4-128,3) |
| | | rein | 14,2 (3,8-33,4) |
| | Hongrie | foie | 17,1 (7,0-24,5) |
| | | rein | 11,4 (2,9-21,4) |
| | République Tchèque | foie | 23,1 (4,6-48,5) |
| | | rein | 17,6 (13,7-21,5) |
| Mason et | Grande Bretagne | foie | 28,27 (7,1-78,5) |
| Stephenson, 2001 | Irlande | foie | 23,77 (2,5-63,2) |
| | Danemark | foie | 21,10 (4,0-70,0) |
| Cassereau, 2001 | France | foie | 28,2 (5,33-87,2) |
| | | rein | 11,8 (7,34-26,8) |

En revanche nous ne disposons d'aucune valeur limite de cuivre dans l'alimentation.

Cette partie bibliographique dresse le contexte de notre travail d'étude. D'une part le statut de la loutre n'est pas connu depuis 1982 dans la Drôme, d'autre part, le projet ZABR a pour objectif dans son atelier Drôme d'évaluer la qualité du milieu ainsi que la pollution.

Nous allons dans le second volet de cette recherche présenter le travail de prospection et les études écotoxicologiques que nous avons réalisées sur la Drôme.

Deuxième partie :

**Étude expérimentale :
contamination des loutres en
relation avec leur milieu de vie.
Comparaison de la Drôme avec
l'Ardèche et les rivières d'Alsace**

I. Objectifs généraux de l'étude

Longtemps la loutre a été un animal chassé pour sa fourrure, piégé et traqué. De nos jours à l'inverse elle est protégée, recherchée, voire réintroduite. De nombreux naturalistes s'efforcent de connaître les aires de répartition des populations de loutres, en réalisant de très nombreuses heures de prospection.

D'après les données les plus récentes (2002-2003), la loutre se répartit globalement sur trois zones plus ou moins continues : la Bretagne, le Bassin Aquitain et le Massif Central. Les populations ardéchoises ont été étudiées récemment et les conclusions de l'étude sont une recolonisation naturelle des rivières ardéchoises (reconquête de territoire) et une augmentation de la taille des populations dans ce département. Mais qu'en est-il sur le département voisin : la Drôme ? La présence de loutre mentionnée en 1982 est-elle toujours d'actualité ? Ces populations de loutres sont-elles soumises à une forte pression de pollution ? L'habitat, la biomasse piscicole ainsi que la qualité sont-ils compatibles avec la présence de cet animal sur la rivière Drôme ?

Les objectifs de ce travail ont été dans un premier temps d'évaluer le taux de polychlorobiphényles dans les poissons de la rivière Ardèche, sachant que cette rivière est à la fois colonisée par la loutre et que l'animal y prospère. Les taux de polychlorobiphényles sont-ils compatibles avec les valeurs seuils publiées et avec le développement des populations ?

Dans un deuxième temps, nous avons voulu évaluer le statut de la loutre dans le département de la Drôme, département limitrophe de l'Ardèche. Le département de la Drôme n'a pas été prospecté depuis 1982, date à laquelle quelques traces avaient été trouvées vers Die, Sainte-Croix et Châtillon. L'intérêt écologique actuel pour cette espèce a incité le CORA à présenter un projet à la région Rhône-Alpes, projet visant à prospecter sur l'ensemble des cours d'eau du département de la Drôme et ainsi évaluer le statut de la population sur ce territoire.

D'autre part, en collaboration avec les équipes ZABR, nous avons réalisé une étude écotoxicologique de la rivière Drôme et de ses principaux affluents. Les principaux polluants choisis et analysés dans les poissons (principale source alimentaire de contamination pour la loutre) ont été d'une part des polluants organiques persistants (pesticides organochlorés et polychlorobiphényles) dont la toxicité a été prouvée chez les mustélidés, d'autre part des polluants inorganiques (métaux lourds). Tous ces polluants ont été incriminés dans le fort déclin des loutres dans les années 1950-60. Nous avons également réalisé une évaluation de la qualité de l'eau, eau qui représente le milieu de vie de la loutre.

Parallèlement à cette étude drômoise, nous avons évalué le taux de polychlorobiphényles dans les épreintes de deux types de populations :

- les loutres d'Ardèche, population en cours d'expansion, voisine du département de la Drôme ;
- les loutres d'Alsace : nous avons collaboré avec le centre de reproduction et de réintroduction des cigognes et des loutres (Hunawihl – Haut Rhin), afin d'évaluer les taux de polychlorobiphényles dans les épreintes des loutres réintroduites en 1999.

L'objectif final a été d'évaluer si les rivières du département de la Drôme représentaient un milieu compatible avec la survie de la loutre si l'animal est présent sur ce département, ou bien si ce milieu est apte à être recolonisé par l'animal dans l'hypothèse d'une disparition totale. Outre les aspects qualité du milieu et qualité de l'eau, un autre volet a été abordé. En effet, d'autres facteurs doivent être pris en compte dans le développement d'une espèce prédatrice. À travers un questionnaire ethnozoologique destiné aux pêcheurs, nous avons essayé d'évaluer la connaissance et la perception qu'ils ont de cet animal et leur avis sur l'attitude à adopter face à la disparition de l'espèce.

II. Matériel et méthodes

II.1. Prospection des loutres

II.1.1. Méthode

Notre méthode de prospection a consisté à prospecter l'ensemble des cours d'eau du département de la Drôme. La méthode était basée sur la recherche d'indices de type épreintes et empreintes (Mason, 1989).

Les sites ont été échantillonnés le long des rivières en privilégiant tous les ponts, seuils, gués et confluences. Nous avons utilisé les logiciels Carto explorer® II de l'IGN (IGN Paris 2000), cartes de la Drôme partie Sud et Drôme partie Nord.

La prospection a consisté à rechercher des indices de présence sur les deux rives sur 600 mètres ou sur 300 m amont et 300 m aval d'un pont, d'un seuil, d'un gué ou d'une confluence.

II.1.2. Sites de prospection (carte 10)

En raison de la proximité de la confluence de l'Ardèche et du Rhône, zone proche de lieux d'observations faites en Ardèche, nous avons choisi de commencer les prospections sur les bassins sud du département ainsi que sur les zones où des indices de loutres ont été observés en 1982.

® **Années 2002-2003** (Mazet et Jacob, 2003) : furent prospectés en 2002-2003 :

- le bassin du Lez avec ses affluents l'Hérin, la Coronne et la Veysanne ;
- la partie drômoise du bassin de l'Ouvèze avec ses affluents l'Eyguemarse et le Derbous ;
- les rivières Jabron et Roubion qui se jettent dans le Rhône à Montélimar ;
- un affluent gauche de la Drôme : la Roanne.

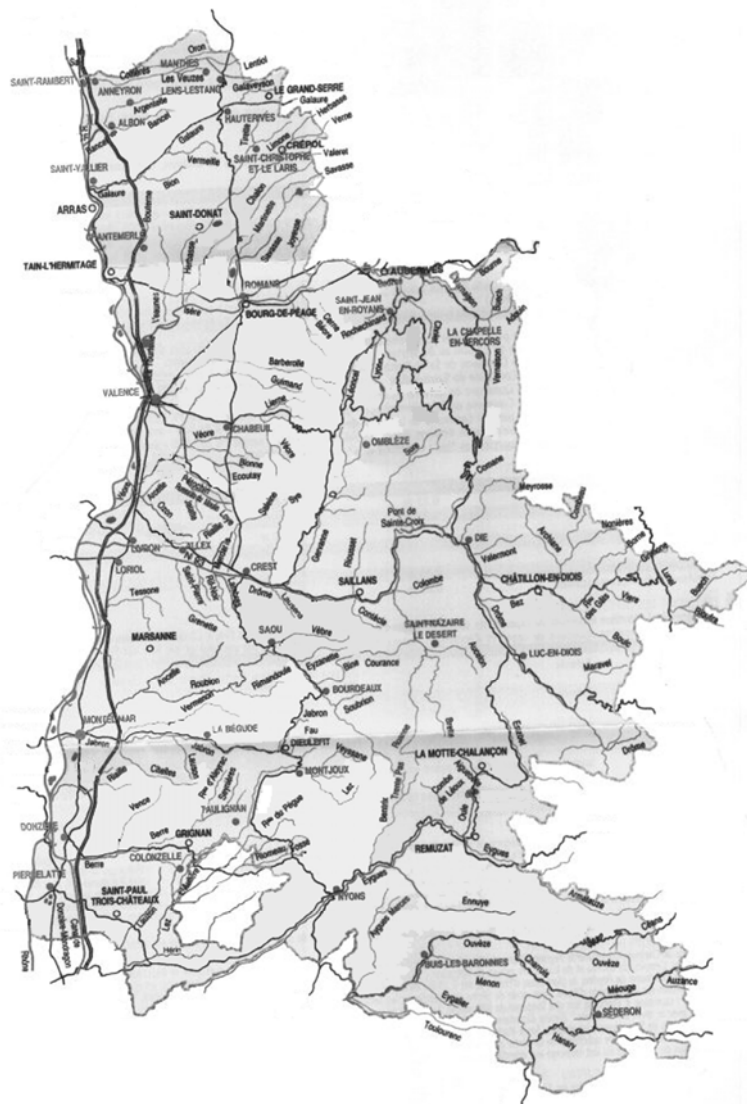
® **Années 2003-2004** (Mazet et Jacob, 2004) : les prospections ont été centrées sur le haut bassin de la Drôme avec :

- la partie amont de la Drôme ;

- ses affluents droits : Sye, Gervanne, Sure, Comane et Bez (confluence de la Drôme et du Bez particulièrement prospectée car des observations ont été signalées en 1980-1982) ;
- et le bassin de l'Eygues.

® Année 2004-2005 (Mazet et Jacob, 2005) : la prospection a été déplacée vers le nord du département avec :

- le bassin de la Galaure et son affluent le Galaveyson ;
- le bassin de l'Herbasse et ses affluents la Limone, le Chalon, la Joyeuse et la Savasse ;
- le bassin de la Bourne et ses affluents la Lyonne et le Vernaison ;
- la Drôme aval (confluence Rhône-Drôme) et la basse vallée jusqu'à Crest.

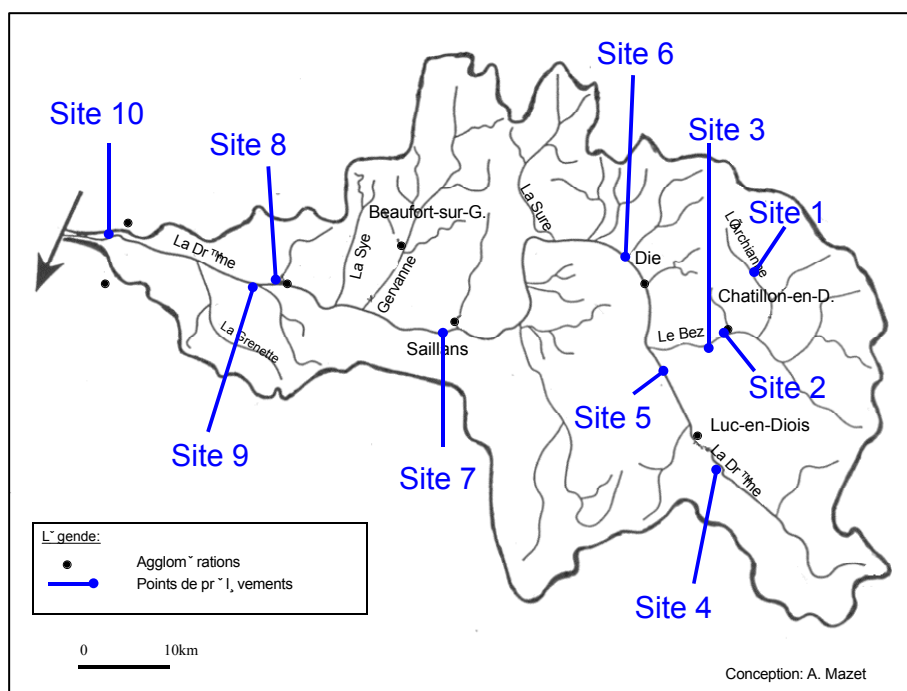


Carte 10 : Les rivières de la Drôme

II.2. Choix des sites d'échantillonnage des matrices à analyser

Les sites de prélèvements ont été choisis le long du cours d'eau de la Drôme et de son affluent le Bez : lieux pris comme site d'étude dans le projet ZABR, site atelier Drôme.

Les lieux de prélèvements ont été sélectionnés en tenant compte des différentes sources de pollution potentielles: amont et aval des villes, amont et aval des décharges enterrées, amont et aval des STEP.



Carte 11 : Localisation des 10 sites de prélèvements

- ® **site 1** : situé sur l'Archienne (affluent du Bez), zone au pied du Vercors sans source de pollution majeure (photo 6) ;
- ® **site 2** : situé sur le Bez (affluent de la Drôme), à l'aval de Châtillon-en-Diois et en amont de l'ancienne décharge (à présent enterrée) ;
- ® **site 3** : situé sur le Bez (affluent de la Drôme), à l'aval de Châtillon-en-Diois et en aval de l'ancienne décharge (à présent enterrée) (photo 7) ;
- ® **site 4** : situé sur la rivière Drôme, en amont de Luc-en-Diois au dessus du saut de la Drôme ;
- ® **site 5** : situé sur la rivière Drôme à proximité de sa confluence avec le Bez, en aval de Luc-en-Diois et à l'aval de Recourbeau-Jensac, en aval d'une ancienne décharge (enterrée) et en aval d'une déchetterie (photo 8) ;

® **site 6** : situé sur la rivière Drôme à l'aval de Die et à l'aval de la station d'épuration ;

® **site 7** : situé sur la rivière Drôme, à l'aval de Saillans ;

® **site 8** : situé sur la rivière Drôme à l'aval de Crest, sous le pont TGV ;

® **site 9** : situé sur la rivière Drôme au niveau du début de la réserve des Ramières (photo 9) ;

® **site 10** : situé sur la rivière Drôme à proximité de sa confluence avec le Rhône, au niveau des villes de Loriol-sur-Drôme et Livron-sur-Drôme sous le pont de la RN7.



**Photo 6 : Pêche électrique sur le site 1
en juin 2003 (cliché A.Mazet)**



**Photo 7 : Pêche électrique sur le site 3
en septembre 2004 (cliché A.Mazet)**



**Photo 8 : Site 5 en septembre 2004
(cliché A.Mazet)**



**Photo 9 : Pêche électrique sur le site 9
avec le CSP en novembre 2003
(cliché A.Mazet)**

Tableau 20 : Coordonnées géographiques des sites de prélèvements (coordonnées de Lambert)

| Numéro du site | X (Lambert) | Y (Lambert) |
|-----------------------|--------------------|--------------------|
| Site 1 | 0852,370 | 1974,695 |
| Site 2 | 0849,425 | 1970,485 |
| Site 3 | 0848,790 | 1970,090 |
| Site 4 | 0848,325 | 1960,630 |
| Site 5 | 0843,960 | 1967,535 |
| Site 6 | 0835,785 | 1978,615 |
| Site 7 | 0824,908 | 1969,815 |
| Site 8 | 0810,140 | 1973,650 |
| Site 9 | 0808,150 | 1973,670 |
| Site 10 | 0798,210 | 1977,070 |

II.3. Récolte des prélèvements

II.3.1. Sédiments

Les sédiments ont été récoltés sur les 10 sites en avril 2003 de façon manuelle. Les prélèvements ont eu lieu dans la rivière à 10-20 cm de la rive et à 5-10 cm de profondeur. Ils ont été ensuite placés dans des sacs en plastique et congelés à -20°C . Avant analyse, ils ont été séchés au four à 60°C pendant 24h.

II.3.2. Invertébrés

Les invertébrés ont été prélevés sur les sites décrits ci-dessus :

- en juin 2003 pour le site 1 (Archienne) ;
- en novembre 2003 pour le site 9 (Ramières) ;
- et en septembre 2004 pour les sites 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 et 10.

Cet échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un filet Surber® de maille 250 μm . La méthode consiste à placer le filet dans l'eau face au courant et à décoller à l'aide des bottes l'ensemble des roches et cailloux contenus dans la parcelle délimitée en amont du filet. Les organismes vivants sont alors entraînés par le courant et piégés dans le filet. Le filet est vidé

dans un plateau et les invertébrés sont récupérés individuellement à la pince. L'ensemble des invertébrés de chaque station est congelé à -20°C jusqu'à analyse.

II.3.3. Poissons

Les poissons ont été prélevés par pêche électrique en juillet 2003 excepté pour les sites 9 (Ramières) et 1 (Archienne) qui ont été prélevés en avril 2003, après autorisation accordée par la DDAF (direction départementale de l'agriculture et de la forêt) de la Drôme.

La pêche électrique est une technique qui provoque une électronarcose sur les poissons, ce qui facilite leur capture.

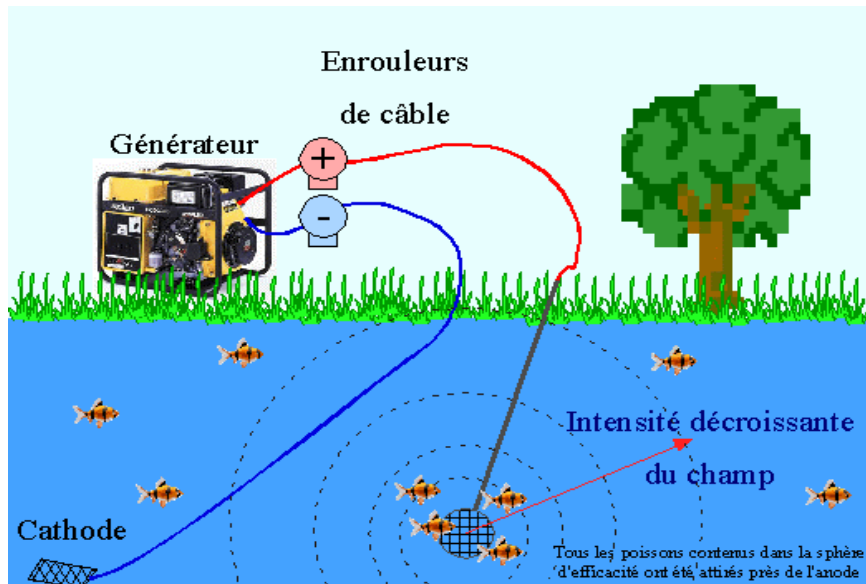


Figure 18 : Schéma explicatif de la pêche électrique

Un générateur produit un courant redressé d'intensité réglable entre 300 et 600 volts. La phase négative est mise à l'eau via une grille métallique (cathode) et la phase positive est connectée à une anode (manche isolant terminé par un anneau d'acier inoxydable), qui est manipulée par un opérateur. Une fois plongée dans l'eau, l'anode ferme le circuit électrique et le phénomène de pêche se produit. Un champ électrique sphérique d'intensité décroissante à mesure que l'on s'éloigne, va rayonner autour de l'anode et influencer le comportement de tout poisson se trouvant à l'intérieur. Les terminaisons nerveuses présentes sur les flancs des poissons (lignes latérales) sont des récepteurs sensibles à ce stimulus. La différence de potentiel appliquée à ces lignes latérales va déterminer une modification de comportement

chez le poisson qui va irrésistiblement nager vers le gradient le plus élevé. C'est ce que l'on appelle la nage forcée. Une fois arrivé à proximité de l'anode, là où le champ est le plus élevé, le poisson est en électronarcose – une sorte de perte de vigilance – et est capturé dans une épuisette. Une fois qu'il n'est plus soumis au champ électrique, l'animal retrouve sa mobilité très rapidement et ne garde aucune séquelle. Ainsi capturé, il sera pesé, mesuré, éventuellement marqué, avant d'être remis dans son élément, ou bien conservé à des fins scientifiques.

Douze espèces de poissons ont été collectées (barbeau, blageon, chabot, chevaine, gardon, goujon, hotu, loche, spiralin, toxostome, truite, vairon). Deux systèmes de pêche électrique ont été utilisés : un système fixe utilisé par le conseil supérieur de la pêche (CSP) pour le site 9 et un système portatif prêté par l'UMR CNRS 5023 (Université Lyon 1) pour tous les autres sites.

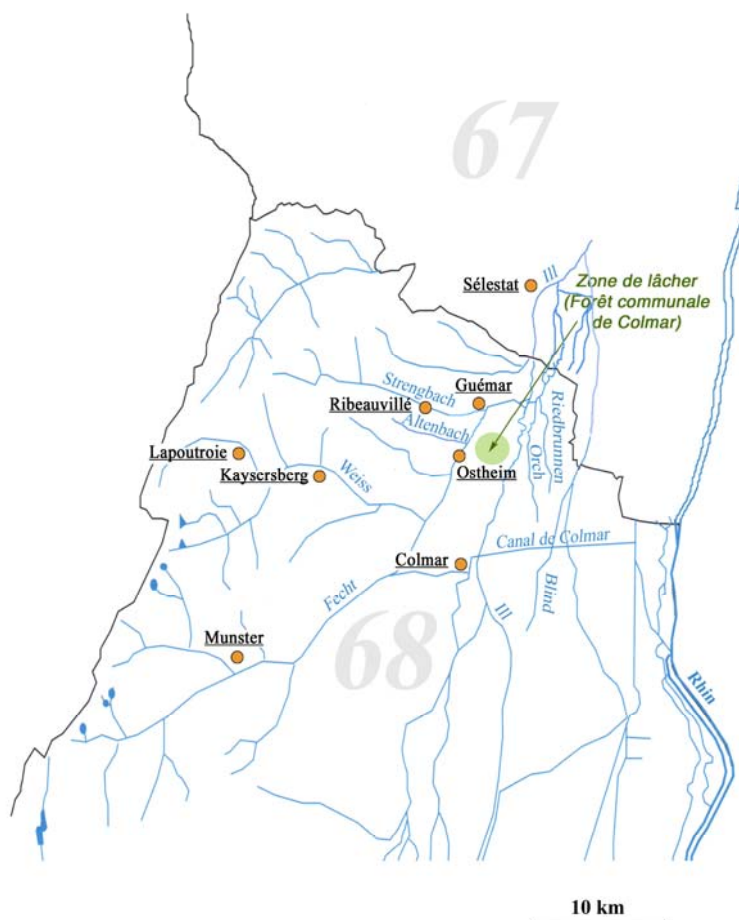
Chaque poisson a été pesé, mesuré (longueur totale) puis classé par espèce et par taille. Tous les échantillons ont été congelés à -20°C avant analyse. Afin de limiter le nombre d'analyses, les poissons ont été regroupés par espèce et par taille.

II.3.4. Epreintes

® **Ardèche** : des épreintes ont été récoltées dans le département de l'Ardèche sur les rivières de l'Ardèche, de la Beaume et du Chassezac à deux périodes (février 2003 et février 2005). La récolte de février 2003 a été réalisée durant un stage d'initiation à la recherche des indices de loutres. Neuf épreintes ont été récoltées et dosées.

Lors d'un deuxième stage de formation pour initier des pêcheurs, garde-pêche et naturalistes, nous avons récolté à nouveau des épreintes sur les rivières de l'Ardèche (16 épreintes) et du Chassezac (7 épreintes).

® **Alsace** : cette partie du travail a été réalisée en collaboration avec Laurent Mercier (biologiste, Parc des Cigognes et des Loutres, Hunawihhr). Les épreintes des loutres réintroduites en Alsace ont été récoltées d'août 2003 à novembre 2004, le long des rivières Altenbach, Fecht, Hollockgraben, Horgiessen, Ill, Orch, Riedbrunnen et Weiss. Un total de 98 épreintes ont été dosées en PCBs. Ces épreintes ont également été classées par site et par possibilité d'appartenance à un individu.



Carte 12 : Rivières prospectées pour la récolte d'épreintes (Alsace)

II.4. Analyse des polluants

II.4.1. Dosage des organochlorés et des PCBs

II.4.1.1. Extraction

Pour chaque échantillon de poisson, invertébré ou épreinte, nous avons extrait 1 g dans un mélange hexane/acétone (75/25, v/v), ajouté un étalon interne (0,5 ml de PCB n°15 à $2 \mu\text{g.l}^{-1}$) et broyé à l'ultra-thurax®. La phase hexanique a été filtrée puis évaporée à sec. Le résidu a été repris dans 5 ou 10 ml d'hexane (suivant la matrice du prélèvement) auquel a été ajouté 2 ml d'acide sulfurique fumant à 7%.

Après agitation et centrifugation (3000 tr/min, 10 min), la phase hexanique a été récupérée. Une partie a été mise dans des vials pour l'analyse en CPG des pesticides organochlorés et l'autre partie a subi une double purification : hydrolyse acide (H_2SO_4 + centrifugation) et hydrolyse alcaline (potasse alcoolique 2% + centrifugation).

Pour les sédiments, 5 g de chaque prélèvement sec ont été ajoutés à 50 ml d'hexane/acétone (1/1, v/v). L'ensemble a été agité pendant 24 h. Ensuite la phase hexanique a été évaporée à sec. La suite de l'extraction est identique à la technique décrite ci-dessus.

Tous les échantillons ont été analysés en double.

II.4.1.2. Chromatographie en phase gazeuse

Le dosage des organochlorés et des PCBs a été effectué par chromatographie phase gazeuse, CPG Hewlett-Packard HP 5890 Series 2 équipé d'un injecteur automatique (HP 6890 Series Injector) et d'une colonne capillaire de 60 m (RTX-5). La détection a été assurée par un détecteur à capture d'électrons (Berny et *al.*, 2002).

♦ **Organochlorés** : Trois étalons ont été utilisés pour l'analyse des organochlorés :

- un mélange de lindane et endosulfan à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$;
- OC1 = un mélange de DDT, DDD et DDE à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$;
- OC2 = un mélange d'aldrine, heptachlore, heptachlore époxyde et méthoxychlore à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$.

Le programme des températures était : température initiale à 80°C , puis $20^\circ\text{C}/\text{min}$ jusqu'à 200°C , de 200 à 250°C à $4^\circ\text{C}/\text{min}$, puis $15^\circ\text{C}/\text{min}$ jusqu'à 300°C . La durée totale de l'analyse était de 40 min.

♦ **PCBs** : Des mélanges étalons des principaux congénères ont été réalisés pour quantification individuelle de certains PCBs selon les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé. Ces mélanges étaient au nombre de deux :

- Mix 3 : PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 et PCB 180 à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$;
- Etalon avec 9 congénères : PCB 77, PCB 105, PCB 126, PCB 128, PCB 149, PCB 156, PCB 169, PCB 170 et PCB 187 à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Le programme des températures était : 2 min à 75°C , puis $15^\circ\text{C}/\text{min}$ jusqu'à 150°C , de 150 à 265°C à $1,2^\circ\text{C}/\text{min}$, puis $25^\circ\text{C}/\text{min}$ jusqu'à 300°C .

Les différents congénères ont été identifiés par comparaison des temps de rétention obtenus entre l'échantillon et ceux des étalons.

II.4.1.3. Calcul et expression des résultats

La teneur en OC et PCB de l'échantillon est calculée selon la formule :

$$(C_s \times V_s \times H_e \times V_r) / (H_s \times V_e \times V_i) = \text{mg.g}^{-1} \text{ matière fraîche avec}$$

C_s = concentration du standard en $\text{ng.}\mu\text{l}^{-1}$

V_s = volume injecté du standard en μl

H_e = aire du pic essai

V_r = volume final de reprise

H_s = aire du pic standard

V_e = volume injecté de l'essai en μl

V_i = poids initial pour l'extraction en g

II.4.2. Dosage du plomb, du cadmium et du cuivre

II.4.2.1. Principe

L'échantillon est minéralisé à 700°C , en présence d'acide sulfurique afin d'éviter les pertes de plomb et cadmium. Les cendres sont dissoutes dans une solution d'acide nitrique à 10%. La mesure s'effectue par absorption atomique en four avec une cuvette plateforme.

II.4.2.2. Préparation des échantillons

® **Séchage** : les prélèvements ont été séchés au four dans des barquettes en aluminium pendant 1 h à 110°C suivie de 5 h à 180°C . Le calcul du pourcentage d'humidité correspond à : $(PF-PS) / (PF-P) \times 100$ avec

PF = poids frais en g

PS = poids sec en g

P = poids de la barquette en g.

Après le séchage, les échantillons ont été écrasés au pilon dans le mortier afin d'obtenir une poudre fine.

® **Minéralisation** : 0,3 à 0,5 g de l'échantillon sec a été introduit dans une capsule en porcelaine et 1 ml d'acide sulfurique à 50% a été ajouté. Les essais ont été minéralisés pendant 16h (montée de 20 à 700°C en 10h puis 700°C pendant 6h).

® **Préparation des essais** : les cendres ont été ensuite reprises par 2 ml d'acide nitrique. Les essais ont été chauffés doucement sur plaque chauffante jusqu'à évaporation du liquide. Après refroidissement des capsules, 1 ml d'acide nitrique à 10% a été ajouté et l'ensemble a été transféré dans un tube à propylène de 10 ml et complété avec de l'eau ultrapure milliQ.

Pour le cuivre, cette solution a été reprise et diluée 50 fois.

Tous les essais ont été réalisés en double.

® **Les solutions étalons** : Les solutions étalons ont été réalisées à partir :

- d'une solution mère de plomb à 1000 mg.l^{-1} , la solution étalon finale étant à $20 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$;
- d'une solution mère de cadmium à 500 mg.l^{-1} , la solution étalon finale étant à $5 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$;
- d'une solution mère de cuivre à 1000 mg.l^{-1} , la solution étalon finale étant à $10 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$.

® **Analyse des essais** : la concentration en métaux a été analysée avec un spectromètre d'absorption atomique Zeeman (UNICAM 989 QZ) utilisant des lampes spécifiques des métaux à différentes longueurs d'onde (plomb : 217 nm ; cadmium : 228,8 nm et cuivre : 324,8 nm).

Les courbes d'étalonnage ont été réalisées en 5 points :

- de 2 à $20 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le plomb ;
- de 0,5 à $5 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cadmium ;
- et de 1 à $10 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cuivre.

La concentration en métal est calculée à partir de la courbe d'étalonnage et les résultats sont exprimés en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids sec. Cette technique permet le dosage de teneurs comprises en moyenne entre :

- 100 et $1500 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ de plomb ;
- 25 et $500 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ de cadmium ;
- 12,5 et 500 mg.kg^{-1} de cuivre.

II.4.3. Dosage du mercure

Les analyses de mercure ont été réalisées au laboratoire Lacmibio.

® **Principe** : la méthode consiste à déterminer la concentration en mercure par spectrophotométrie atomique après minéralisation humide par micro-ondes focalisées (Ethos®).

® **Technique** : 1 g d'échantillon a été introduit dans le matras de minéralisation. On y ajoute 1 ml d'eau milliQ, 1,5 ml d'eau oxygénée (H₂O₂) et 6 ml d'acide nitrique à 65%. Tous les échantillons sont réalisés en double et dans chaque série, on passe un blanc et un échantillon avec ajout (1 ml de solution à 0,5 mg.l⁻¹ de mercure). L'ensemble est minéralisé dans un four Ethos® avec pour programme de température : montée jusqu'à 180°C en 10 min puis pallier de 15 min.

Une fois minéralisés, les échantillons sont versés dans un tube Falcon et conservés au congélateur à -20°C jusqu'à analyse. Lors de l'analyse, rajouter du permanganate de potassium (à 6,4%) dans les échantillons jusqu'à obtenir une solution violette et ajuster à 50 ml avec de l'eau milliQ préalablement mise au congélateur. Boucher les tubes et agiter doucement par retournement. Filtrer sur papier-filtre Wattman sans cendres, dans d'autres tubes Falcon.

® **Dosage au spectrophotomètre** : La concentration en mercure est analysée avec un spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer Analyst équipé d'une lampe de mercure ELD (180 mA avec la modulation, longueur d'onde 253,7 λ). La concentration en métal est calculée à partir de la courbe d'étalonnage (standard 0 = blanc, standard 1 = 5 µg.l⁻¹, standard 2 = 10 µg.l⁻¹, standard 3 = 15 µg.l⁻¹, standard 4 = 20 µg.l⁻¹)

Le seuil de détection est de 14 µg.l⁻¹.

® **Calcul de la concentration** : Les teneurs T en mercure sont exprimées en mg.kg^{-1} selon la formule : $T = (C_e \times f) / m$

avec C_e = concentration en mg.l^{-1}

f = facteur de dilution

m = masse en kg.

II.5. Analyse de l'eau

Les eaux ont été prélevées au niveau des stations choisies pour les pêches électriques, excepté le site 8 qui n'a pas été considéré du fait de sa proximité avec le site 9.

Quatre campagnes de prélèvement ont été réalisées :

- le 15 septembre 2003 ;
- le 26 avril 2004 ;
- le 30 août 2004 ;
- et le 22 décembre 2004.

Différents paramètres ont été considérés afin d'évaluer la qualité des eaux de la Drôme et leur aptitude à la biologie. Certaines mesures ont été effectuées directement sur le terrain et d'autres au laboratoire.

II.5.1. Sur le terrain

II.5.1.1. Température

La température a été relevée à l'aide d'une sonde couplée à un pHmètre. La valeur est exprimée en °C.

II.5.1.2. pH

Le pH a été mesuré par colorimétrie au rouge phénol (mallette HACH® DR/820, méthode 10076). Cette méthode permet de mesurer des valeurs de pH comprises entre 6,5 et 8,5 avec une précision de 0,1 unité pH.

II.5.1.3. Oxygène dissous

L'oxygène dissous a été mesuré avec la mallette HACH® DR/820 d'après la méthode 8166. La valeur est exprimée en mg.l^{-1} . Cette méthode permet de mesurer des teneurs en oxygène dissous comprises entre 0 et 15,0 mg.l^{-1} avec une précision de $\pm 0,41 \text{ mg.l}^{-1}$ d'O₂.

II.5.2. Au laboratoire

II.5.2.1. Matières en suspension

La méthode de détermination des matières en suspension (MeS) consiste en une filtration sur disque filtrant en fibres de verre (Sartorius SM 13400). Cette méthode suit la norme AFNOR (NF T 90-105).

Les autres mesures ont été réalisées à partir de l'eau filtrée et par colorimétrie à l'aide de la mallette HACH® DR/820.

II.5.2.2. Sulfates

La concentration en sulfates a été mesurée avec la mallette HACH® DR/820 d'après la méthode 8051 à l'aide du réactif SulfaVer 4. La valeur est exprimée en mg.l^{-1} . Cette méthode permet de mesurer des teneurs en sulfates comprises entre 4,9 et 70,0 mg.l^{-1} . La limite de détection est de 4,9 mg.l^{-1} de SO_4 avec une précision de $\pm 0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ de sulfates.

II.5.2.3. Nitrates

La concentration en nitrates a été mesurée avec la mallette HACH® DR/820 d'après la méthode 8039 à l'aide du réactif NitraVer 5. La valeur est exprimée en mg.l^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$. Cette méthode permet de mesurer des teneurs en nitrates comprises entre 0,8 et 30,0 mg.l^{-1} . La limite de détection est de 0,8 mg.l^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$ et la précision est de $\pm 1,7 \text{ mg.l}^{-1}$.

II.5.2.4. Phosphates

La concentration en phosphates a été mesurée avec la mallette HACH® DR/820 d'après la méthode 8178 à l'aide des réactifs molybdate et amino-acide. La valeur est exprimée en mg.l^{-1} . Cette méthode permet de mesurer des teneurs en phosphates comprises entre 0,14 et 30,0 mg.l^{-1} . La limite de détection est de 0,14 mg.l^{-1} de PO_4^{3-} et la déviation standard est de $\pm 0,12 \text{ mg.l}^{-1}$ de PO_4^{3-} .

II.5.2.5. Dureté

La dureté a été mesurée avec la mallette HACH® DR/820 d'après la méthode 8030 à l'aide d'une solution calcium/magnésium indicateur et d'une solution alcaline pour dosage du

calcium et du magnésium. La dureté totale correspond à la somme de Ca (CaCO_3) + Mg (CaCO_3). La valeur est exprimée en mg.l^{-1} .

La limite de détection est de $0,13 \text{ mg.l}^{-1}$ pour la dureté en magnésium et de $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ pour la dureté en calcium. La déviation standard est de $\pm 0,09 \text{ mg.l}^{-1}$ Mg (CaCO_3) et de $\pm 0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ Ca (CaCO_3). Un tableau permet ensuite de convertir la dureté de CaCO_3 (mg.l^{-1}) en degré français ($^{\circ}\text{F}$).

II.6. Questionnaire ethnozoologique

Le questionnaire ethnozoologique avait pour but d'évaluer l'état actuel des mentalités concernant la perception de la loutre d'Europe. Ce questionnaire était exclusivement destiné aux usagers de la rivière (pêcheurs, gardes-pêche, chasseurs, kayakistes...).

II.6.1. Etablissement du questionnaire

Ce questionnaire a été construit en collaboration avec M. Vincent, ethnologue à la Maison du fleuve Rhône, en s'inspirant du questionnaire réalisé par J.P. Billaud (1995).

II.6.2. Diffusion du questionnaire

Ce questionnaire a été diffusé durant deux périodes (automne/hiver 2003 et automne/hiver 2004). Deux méthodes ont été utilisées, donnant des réponses et des taux de réponses très différents (cf. discussion).

→ durant la première saison, nous avons contacté les présidents des associations de pêcheurs de la Drôme et des affluents. Ces associations sont au nombre de sept (« les amis de la gaule loriolaise », « la gaule livronaise », « la gaule alleixoise et granoise », « les pêcheurs de la moyenne vallée de la Drôme », « la truite du désert », « la truite dioise » et « la préservatrice de la gervanne ». Nous avons convenu avec chaque président, que ce dernier diffuserait le questionnaire aux pêcheurs via les assemblées générales ou via les dépôts de vente de cartes.

→ face au très faible taux de réponses de la première saison, nous avons relancé la distribution des questionnaires durant l'automne-hiver 2004. Nous avons repris contact avec les associations de pêcheurs afin de leur demander où se situaient leurs points de vente de permis de pêche. D'autre part, nous avons pris contact avec l'ensemble des magasins vendant

des articles de pêches sur la Drôme et ses affluents afin de déposer les questionnaires à la caisse des magasins.

II.6.3. Exploitation des données

Les données ont été traitées sur le logiciel Epi-info®.

III. PCBs dans les poissons de la rivière Ardèche. Implication potentielle pour la survie de la loutre (*Lutra lutra*)

III.1. Objectifs

Une étude récente montre que les loutres sont présentes dans le département de l'Ardèche, notamment à l'Est et au Sud du département (Bendélé, 2001). Dans ce département, elles bénéficient d'un habitat très favorable avec une faible pression anthropique, de la présence de villes à faible densité de population ainsi que d'une très faible industrialisation.

Connaissant le statut des loutres dans ce département, nous avons commencé notre travail par l'étude de la pollution par les polychlorobiphényles dans les poissons de l'Ardèche. Notre objectif était d'évaluer la contamination des poissons ainsi que l'exposition des loutres à ce polluant en fonction de divers scénarios. Nous voulions également comparer les données d'exposition avec les valeurs seuils de la littérature.

III.2. Article n°1

Bull. Environ. Contam. Toxicol. (2004) 72: 784-790

© 2004 Springer-Verlag New York, LLC

DOI: 10.1007/s00464-004-0313-9

PCBs in fish of the Ardèche river. Potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*)

Alexandra MAZET, Gérard KECK, Philippe BERNY

Department of Biology

Toxicology Laboratory ENVL, BP 83, F-69280 Marcy l'Etoile, (France)

Correspondence to : Alexandra MAZET, tel 33 (0)4 78 87 26 39, fax 33 (0)4 78 87 80 12,
email a.mazet@vet-lyon.fr

Received: 30 June 2003/Accepted: 22 February 2004

In the late 1950s and 1960s, a steep decline in otter (*Lutra lutra*) populations took place throughout most of Western Europe. Many different explanations for this decline have been presented; e.g. hunting, habitat destruction and indirect or direct influences of eutrophication; acidification; and toxic chemicals (Mason and Macdonald 1986). One factor most likely to have caused the widespread loss of range is contamination of aquatic food chains through bioaccumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) (Mason 1989).

In France, otter populations are extinct in the northern and eastern parts of the country but the species is still thriving on the Atlantic coast and in the Massif Central, where a population expansion has even been recorded recently (Bouchardy 1986, Fonderflick 1995, Rosoux 1995). There is currently no specific information on the actual toxicity of PCB's to otters.

The present study was carried out in Ardèche (France), at the junction between the Ardèche river and the Rhône. The Ardèche river and its tributaries were surveyed between 1998 and 2000. Spraint samples and footprints were observed (Bendelé, 2000).

The aims of the study are to determine PCB contaminant burdens in fish and to assess whether such burdens would be likely to have adverse impacts on the reproduction and expansion of the otter.

Materials and methods

The fish were captured in February 2002, using electric fishing powered by a 220V electric generator. A total of 80 specimens from 10 different species were captured, and classified by batches. Fish longer than 20 cm were beheaded. Each batch was ground and kept frozen (-20°C) until further analysis.

A sample of 1.0g was taken from each batch and 30 mL of hexane/acetone 75/25 mix was added. Each sample was blended with an Ultraturrax®. The supernatant was removed and filtered through a phase separator membrane. This extraction procedure was performed twice. The extract was evaporated at 60°C in a rotary evaporator. The dry extract was dissolved in 10 mL hexane.

Two millilitres of fuming sulphuric acid (SO₃ 7%) were added, the test tube being closed and shaken immediately. After centrifugation at 3,000 rpm for 10 min, 1 mL of the supernatant was added to 1 mL of 2% potassium hydroxide in ethanol. The tubes were placed in a water bath at 50°C for 30 min. At the end of this period, 2 mL ultrapure water were added, the samples were vortexed and centrifugated once again for 10 min, they underwent another acid hydrolysis with 1 mL sulphuric acid. After a final centrifugation, the final supernatant was removed and kept frozen until further analysis.

A gas chromatograph Hewlett-Packard HP5890 series 2 equipped with an electron-capture detector was used. A Restek Rtx-5 column 60 m-long with 0.25-mm internal diameter and 0.25-µm film thickness was used. The temperature program was: 2 min at 75°C, then 15°C/min up to 150°C, from 150 to 265°C at 1.2°C/min, then 25°C/min up to 300°C. Total duration of analysis was 110 min. Injection was performed automatically with an automatic injector (HP 6890).

For each run, 2 µL were injected and each run was followed by a 15-min rinse at 300°C. Each sample was run in duplicate.

Total PCB concentration was calculated as the sum of 16 individual peaks (IUPAC n°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 and 187). All standards were purchased from CIL (St Foy la Grande, France) and purity was > 99%. Linearity was determined between 5 and 100 ng/g ($r^2 > 0.99$ on standards and spiked samples). Limits of detection were between 0.5 and 1.0 ng/g for individual congeners.

Contaminant concentrations between groups (species) were compared using non parametric multiple comparison tests. The Kruskal-Wallis test and the Mann-Whitney-Wilcoxon (Ott 1988) test were used for 2 X 2 and multiple group comparison, respectively.

Results and discussion

The means and ranges of PCB in fish are given in table 1, expressed in $\mu\text{g.g}^{-1}$ fresh weight. PCB concentrations showed a significant difference between species. The PCBs were significantly higher in eels (*Anguilla anguilla*) compared to perch (*Eupomotis gibbosus*), catfish (*Ictalurus melas*) and chubs (*Leuciscus cephalus*) (Mann-Whitney-Wilcoxon test, $p=0.05$). No difference between the three other species was detected.

Because of their lipophilic nature, PCBs tend to accumulate in fatty tissues. The highest concentrations of PCB were detected in the fattiest fish (*Anguilla anguilla*) with a concentration of $524.1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight.

To assess the significance of contaminant levels in fish, a hierarchy of concentrations is used (Weber 1990):

- (i) *Critical levels* : concentrations in diet $> 0.5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (wet weight)
- (ii) *Levels of concern* : concentration in diet $> 0.05\text{-}0.5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (wet weight)
- (iii) *Maximum allowable concentration*: concentration $< 0.05 \text{ mg.kg}^{-1}$ (wet weight)

These levels are extrapolated to the otter from maximal tolerated residual limits in the American mink (*Mustela vison*), another semi-aquatic member of the family Mustelidae (Weber 1990).

The mean concentration of PCBs in the samples of fish was $135 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight. This is considered as an average scenario, because otters eat any type of fish, without selecting them.

This concentration is considered problematic for Mustelidae, although there is no specific information for otters (Weber 1990). In long term experiments mink have been shown to exhibit a reduction in reproductive output on a diet with a concentration of 0.025 mg.kg^{-1} (Den Boer 1984).

With a worst case scenario (diet only of eels), the mean concentration would be $524.1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight. This concentration is considered dangerous to the species, as a concentration of 0.25 mg.kg^{-1} was shown to stop otter reproduction (Mac Donald *et al.* 1994).

Leonards *et al.* (1994) proposed less severe thresholds:

(iv) *Critical levels* : concentrations in diet $> 371 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight)

(v) *Concentration without effect*: concentration in diet $< 145 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight)

With Leonards *et al.*'s values, our average scenario of exposure is considered to be without effect. These extrapolations result from the hypothesis that otters are equally sensitive to the effects of PCBs as are minks. In fact, minks are known to be particularly sensitive to PCBs (Aulerich *et al.* 1985, Bleavins *et al.* 1980).

These threshold values are still discussed and questioned (Kruuk and Conroy 1996).

Another interesting point is the percentage of each congener as shown in figure 2. The most abundant congeners are in decreasing order $153 > 138 > 77 > 187 > 180$. This result is not surprising, since congeners 153 and 138 have a long half-life (Liem *et al.* 1994).

Coplanar congeners have an action and a mechanism of action known on the reproduction and on the growth in many species: rats, guinea-pigs, minks, human (Aulerich *et al.* 1985, Kihlström *et al.* 1992, Lucier *et al.* 1987, Carter *et al.* 1983).

In our study, two thirds of congeners are non-coplanar ones. Serum thyroxine (T4) and serum triiodothyronine (T3) levels were reduced in rats exposed to PCBs (Brucker-Davis 1998, Kato 1998). The effects in the otter are unknown. This strong proportion of non-coplanar congeners would be interesting to take into account in order to investigate long term effects of PCBs in otters.

Our present study showed that PCB contamination of fish may pose a problem for the reproduction of otters. Otter populations should be monitored for PCB's and their potential effect on reproduction. PCBs however, are not the only problem faced by the otters. Otters are exposed to other micropollutants (e.g., copper, mercury, cadmium...), and also to habitat degradation. The potential effects of PCBs or other contaminants should be weighed against other environmental degradation factors.

Acknowledgments. We are grateful to the CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes) and the CEMAGREF for collecting the fish samples used in this survey.

References

- Aulerich RJ, Bursian SG, Breslin WJ, Olson BA, Ringer RK (1985) Toxicological manifestations of 2,4,5,2',4',5'-2,3,6,2',3',6'- and 3,4,5,3',4',5'-hexachlorobiphenyl and Aroclor 1254 in mink. *J Toxicol Environ Health* 15 : 63-79.
- Bendélé R (2000) Répartition de la loutre (*Lutra lutra*) dans le bassin versant Rhône-Méditerranée du département de l'Ardèche. Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Lyon, 76 pp.

- Bleavins MR, Aulerich RJ, Ringer RK (1980) Polychlorinated biphenyls (Aroclors 1016 and 1242): Effects on survival and reproduction in mink and ferrets. *Arch Environ Contam Toxicol* 9: 627-635.
- Bouchardy C (1986) *La loutre*. Edition Sang de la terre, Paris, 174 p.
- Brucker-Davis F (1998) Effects on environmental synthetic chemicals on thyroid function. *Thyroid* 8, 9: 827-856.
- Carter JW, Mercer LP (1983) Pair-feeding study of PCB (aroclor 1254) toxicity in rats. *Bull Environ Contam Toxicol* 31: 686-691.
- Den Boer MH (1984) Reproduction decline of harbour seals: PCBs in the food and their effect on mink, in: Annual report 1983, Rijksuniversiteit von Natuurbeheer, Arnhem, 77-86.
- Fonderflick J, De Kermabon J, Libois R, Baffie P, Rosoux R, Tournebize T (1995) Evolution récente du statut de la loutre dans le Parc National des Cévennes. *Cah Ethol* 15: 233-238.
- Kato Y, Haraguchi K, Shibahara T, Masuda Y, Kimura R (1998) Reduction of thyroid hormone levels by methylsulfonyl metabolites of polychlorinated biphenyl congeners in rats. *Arch Toxicol* 72: 541-544.
- Kilström JE, Olsson M, Jensen S, Johansson A, Ahlbom J, Bergman A (1992) Effect of PCB and different fractions of technical PCB on the reproduction of the mink (*Mustela vison*). *Ambio* 21: 563-569.
- Kruuk H, Conroy JWH (1996). Concentrations of some organochlorines in otters (*Lutra lutra*) in Scotland: implications for populations. *Environ Pollut* 92, 2: 165-171.
- Leonards PEG, Smit MD, De Jongh AWJJ, Van Hattum BGM (1994) Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela*

- vison). Report N°R94/6. Institute for Environmental studies. Vrije Universiteit, Dutch Otterstation Foundation, Amsterdam, 50 pp.
- Liem ADK, Lindström GUM, Startin JR (1994) Quality assessment of methods for the determination of toxicologically relevant PCB congeners in foods, Study design PCB project. IUPAC, commission Food Chemistry, Working Group Halogenated Hydrocarbon Environmental Contaminants, Bilthoven, 6 pp.
- Lucier GW, Nelson KG, Everson RB, Wong TK, Philpot RM, Tiernan T, Taylor M, Sunahara GI (1987) Placental markers of human exposure to polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzofurans. *Environ Health Perspect* 76: 79-87.
- Mac Donald SM, Mason CF (1994) Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western palearctic. *Nature and environment*, Council of Europe press, France, 67, 54 pp.
- Mason CF (1989) Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra* 32: 97-131.
- Mason CF, Mac Donald SM (1986) *Otters: Ecology and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 236 pp.
- Ott L (1988) *An introduction to statistical methods and data analysis: third edition*. PWS-KENT Publishing Compagny, Boston, 835 p.
- Rosoux R, Tournebize T, Maurin H, Bouchardey C (1995) Etude de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. *Cah Ethol* 15: 195-206.
- Weber D (1990) La fin de la loutre en Suisse. Rapport final du "groupe loutre Suisse", *Cah Environ* 128: 79-88.

Tables and figures

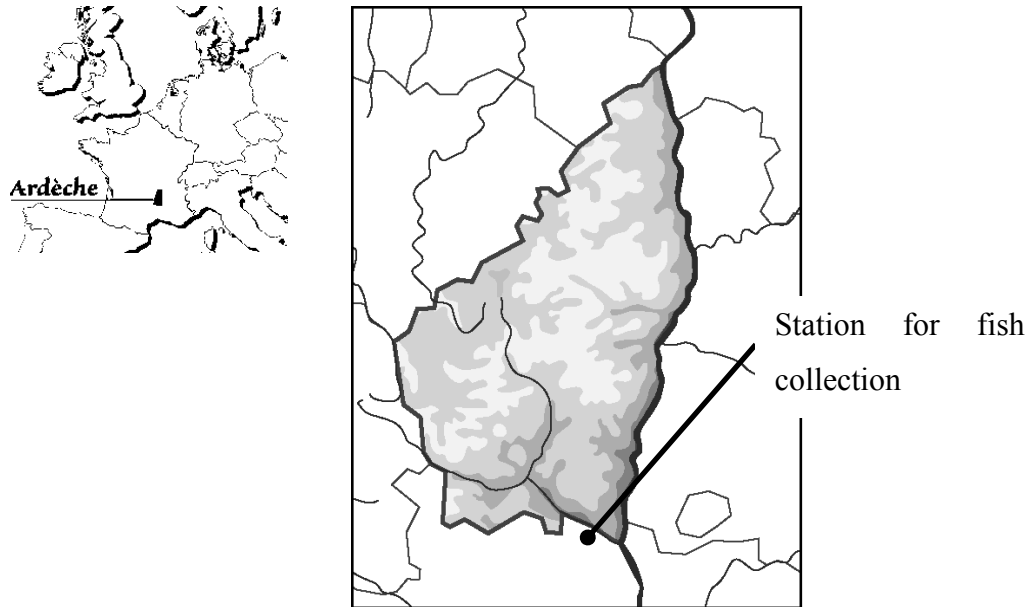


Figure 8: Study area in Ardèche showing sample localities

Table 1. Recovery of selected individual PCB congeners from fortified samples.

| | | | | | | | | | | | | |
|------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|------|
| PCB | 28 | 52 | 77 | 101 | 105 | 118 | 126 | 128 | 138 | 153 | 169 | 180 |
| % recovery | 92 | 92 | 90 | 93 | 91 | 92 | 92 | 91 | 93 | 94 | 91 | 92 |
| CV % | 6.3 | 7.6 | 6.4 | 6.2 | 7.1 | 6.4 | 8.9 | 10.1 | 7.9 | 6.9 | 5.4 | 13.1 |

(n=6) and coefficient of variation of % recovery (CV%)

Table 2. Concentrations of PCBs ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) in fish of the Ardèche river.

| Species | N | PCB | % of fat |
|---------------------|----|-------------------------|----------|
| Anguilla anguilla | 5 | 524.1* (293.1-755.1) | 19.59 |
| Abramis brama | 1 | 40.6 | 6.57 |
| Leuciscus cephalus | 13 | 90.1 (24.3-155.9) | 1.02 |
| Rutilus rutilus | 2 | 69.1 | 0.6 |
| Gobio gobio | 2 | 95.7 | 0.63 |
| Perca fluviatilis | 2 | 59.2 | 0.75 |
| Eupomotis gibbosus | 9 | 75.8 (41.8-109.7) | 0.56 |
| Ictalurus melas | 6 | 102.4 (22.7-181.9) | 2.45 |
| Pseudorasbora parva | 1 | 60.3 | 4.34 |
| Tinca tinca | 1 | 35.0 | 0.24 |

*mean (range)

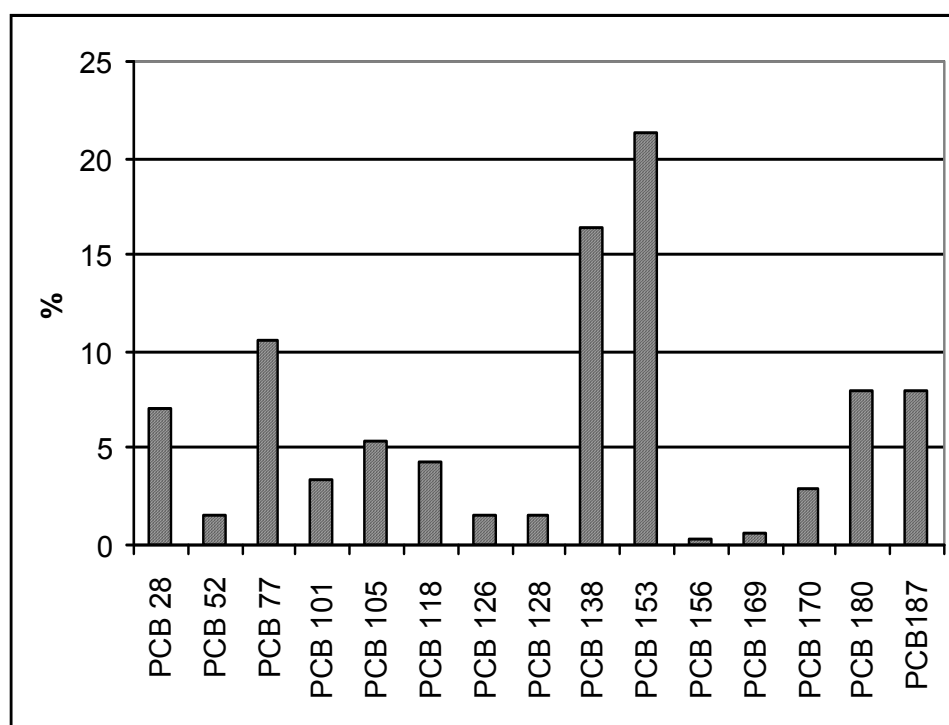


Figure 9. Mean percentage of selected PCB congeners in fish sample.

IV. Résultat de l'étude de prospection des loutres dans le département de la Drôme

IV.1. Objectifs

Les objectifs de ce travail sont de réactualiser les données de présence de la loutre dans le département de la Drôme, les dernières prospections réalisées dans ce département datant de 1982 (Erôme et Broyer, 1984). Ces derniers avaient relevé quelques empreintes sur la Drôme à Die, sur le Sure et sur le Bez.

Au début du travail, la recherche s'est axée sur deux suppositions :

- la première était que la loutre est présente sur la Drôme, dans ce cas où vit-elle ? Est-elle sur les mêmes sites qu'en 1982 ? A-t-elle migré sur d'autres rivières du département ?
- la deuxième était une disparition de la loutre de ce département. Dans ce cas, existe-t-il des couloirs de recolonisation à partir de l'Ardèche ? La loutre peut-elle traverser le Rhône et remonter sur les rivières drômoises ? Existe-t-il des barrières naturelles infranchissables ?

IV.2. Prospection des loutres

IV.2.1. Résultats

♦ **Année 2002-2003** (Mazet et Jacob, 2003) :

- **Le Roubion et le Jabron** : rivières à régime torrentiel, le Roubion et son affluent le Jabron se réunissent à Montélimar avant de se jeter dans le Rhône. La ripisylve de ces deux rivières est peu épaisse voire absente sur quelques tronçons. Six tronçons ont été prospectés au printemps sur chacune de ces rivières, sans résultat positif, cependant l'intérêt des milieux étudiés nous a incité à réaliser une prospection automnale ;
- **La Roanne** : affluent rive gauche de la Drôme, le Roanne prend sa source sur la montagne d'Angele et se jette dans la Drôme près de Saillans. Rivière souvent

encaissée, elle est bordée d'une ripisylve assez large lui assurant un statut de rivière naturelle peu fréquentée. La présence de la loutre était connue dans le passé sur cette rivière. Aucune trace, empreinte ou épreinte, ne fut relevée, cependant ce site semble apte à héberger la loutre en matière de qualité d'habitat ;

- **Le bassin du Lez et ses affluents (Hérin, Coronne et Veysanne)** : le Lez est une rivière de 70 km de long prenant sa source dans la montagne de Lance à 1000 m d'altitude. Elle se jette dans le canal de Donzère-Mondragon, avec une petite partie alimentant « le vieux Lez » qui se jette dans le Rhône à la hauteur de Mondragon. Il s'agit d'une rivière encaissée dans sa partie amont, avec une ripisylve très dense dans le cours moyen et inexistante en aval. Le « vieux Lez » offre une ripisylve importante, lieu de passage très fréquenté par la faune.

Rien n'a été trouvé sur l'ensemble des secteurs de prospection couvrant l'ensemble du bassin. En revanche, le « vieux Lez » est apparu comme pouvant être un axe de pénétration de la loutre sur le bassin du Lez à partir du Rhône ;

- **La partie drômoise du bassin de l'Ouvèze avec ses affluents l'Eygumarse et le Derbous** : bien que située dans le département du Vaucluse, l'Ouvèze a néanmoins une partie de son cours dans le département de la Drôme. L'Ouvèze est une rivière au régime tumultueux, pouvant avoir un débit et des crues très importants. La ripisylve est moyenne à quasi inexistante. Il n'a pas été observé de traces de présence de loutre sur les 5 secteurs prospectés.

◆ **Année 2003-2004** (Mazet et Jacob, 2004) :

- **La Drôme** : rivière principale du département, ce n'est qu'une petite rivière de sa source au Val de Drôme jusqu'au saut de la Drôme, à partir duquel elle se gonfle rapidement de ses affluents. Sa ripisylve est très variable en largeur allant d'une centaine de mètres à pratiquement l'inexistant avec la présence d'une faune diversifiée (castor, sanglier, chevreuil, blaireau...). Aucun indice de présence n'a été trouvé sur cette rivière. C'est pourtant sur cette partie de la Drôme que se situe la possibilité d'une population relictuelle d'après les dernières observations de 1983 (Erôme et Broyer, 1984). Le biotope paraît favorable à la présence d'une population de loutres ;

- **Les affluents rive droite : la Comane, la Sure, la Gervanne et la Sye :** ces rivières descendent des pentes du Vercors, ce sont des rivières rapides qui peuvent s'assécher presque complètement en saison estivale, mais sont redoutables en crue. Aucun indice de présence n'a été détecté sur ces rivières, dont les dernières traces remontent à juin 1983 sur la Sure (Erôme et Broyer, 1984) ;
 - **Le Bez :** affluent rive droite de la Drôme, le Bez est une rivière de 60 km qui prend sa source vers le col de la Grimone. Après un passage dans des gorges encaissées, le Bez rejoint la Drôme entre Luc-en-Diois et Die par une très large confluence. Le lit change de place à chaque crue. Nous n'avons observé aucun indice de loutre. Les observations passées (Erôme et Broyer, 1984) ont fait redoubler notre vigilance et tripler la prospection à différentes époques de l'année, sans résultat ;
 - **Le bassin de l'Eygues :** coupant un petit morceau du département au sud, l'Eygues est néanmoins une rivière importante dans cette région. Prenant sa source dans les Hautes-Alpes et passant par Nyons, elle rejoint ensuite le département du Vaucluse. Rivière capricieuse au régime méditerranéen, elle présente des crues dévastatrices, aussi son lit est bien souvent un large espace de gravier. La ripisylve est composée souvent de saules, peupliers et frênes. Aucun indice de présence de loutre n'a été observé sur cette rivière. Les prospections ont été rendues difficiles à cause du large lit de graviers.
- ◆ **Année 2004-2005** (Mazet et Jacob, 2005) :
- **La Galaure :** rivière de 60 km au nord du département de la Drôme. Il s'agit d'une rivière à faible niveau d'étiage pouvant cependant avoir des crues importantes. Elle présente une faune diversifiée (castor, renard, cincle, martin pêcheur, héron cendré...). Son affluent, le **Galaveyson**, possède le même profil. Sept sites ont été prospectés au long du cours de la Galaure et aucun indice de loutre n'y a été relevé ;
 - **L'Herbasse :** rivière du nord du département de la Drôme prenant sa source dans le département de l'Isère (forêt de Chambaran) et se jetant dans l'Isère à 10 km de sa confluence avec le Rhône. La ripisylve de cette rivière est très réduite dans sa partie aval, la rendant peu attrayante pour la faune (présence de faune réduite). En

période estivale, elle est souvent à sec en amont. Les affluents **Limone**, **Savasse**, **Joyeuse** et **Chalon** sont pratiquement à sec en été. Aucun indice de loutre n'a été détecté sur cette rivière et ses affluents ;

- **La Bourne** : descendant du plateau du Vercors par des gorges profondes, cette rivière est coupée par plusieurs barrages infranchissables par la faune. Quatre sites ont été prospectés sur la Bourne et deux sur chacun de ses affluents la **Lyonne** et le **Vernaison**. Nous n'avons observé aucun indice sur ces rivières, alors que des observations avaient été réalisées en 1984 et de fortes présomptions de présence avancées pendant la dernière décennie ;
- **La Drôme aval** : En janvier 2005, un naturaliste signale des épreintes au niveau de la confluence entre la Drôme et le Rhône. En février 2005, un garde-pêche observe une loutre de visu dans la réserve des Ramières. Suite à ces deux observations, nos prospections ont été centrées sur la Drôme aval, sa confluence avec le Rhône et la confluence avec l'Eyrieux (Ardèche). En février et mars 2005, nous avons découvert deux lieux de dépôts d'épreintes :
 - o le premier sous le pont de la Drôme au niveau de Loriol/Livron le 10 février 2005 ;
 - o le deuxième à l'extrémité amont de la réserve des Ramières le 16 mars 2005 (photos 10 et 11).

Ces épreintes déposées entre décembre et janvier suggèrent une progression de la loutre dans la vallée du Rhône, vraisemblablement à partir de la population ardéchoise, elle-même en extension sur les rivières du nord Ardèche, affluents du Rhône (l'Eyrieux, la Cance, le Doux). Des prospections ont été réalisées en amont de Crest, mais n'ont rien donné.



Photo 10 : Lieu de dépôt de l'épreinte récoltée en mars 2005 (cliché A.Mazet)



Photo 11 : Epreinte dans la réserve des Ramières en mars 2005 (cliché A.Mazet)

IV.2.2. Discussion

IV.2.2.1. Discussion générale sur la méthode

◆ Vers une coordination européenne des données:

Du fait de la divergence des méthodes utilisées en Europe, de l'utilisation de systèmes cartographiques différents et du manque de centralisation des données, un nouvel outil a été mis en place par l'Aktion Fischotterschutz et le groupe Loutre de l'UICN. Ce projet nommé OHNE (Otter Habitat Network Europe) consiste d'une part à favoriser les connections entre les différentes études et par conséquent entre les différentes populations de loutre en Europe et d'autre part de s'assurer que la réactualisation de la répartition de la loutre soit la plus exacte possible.

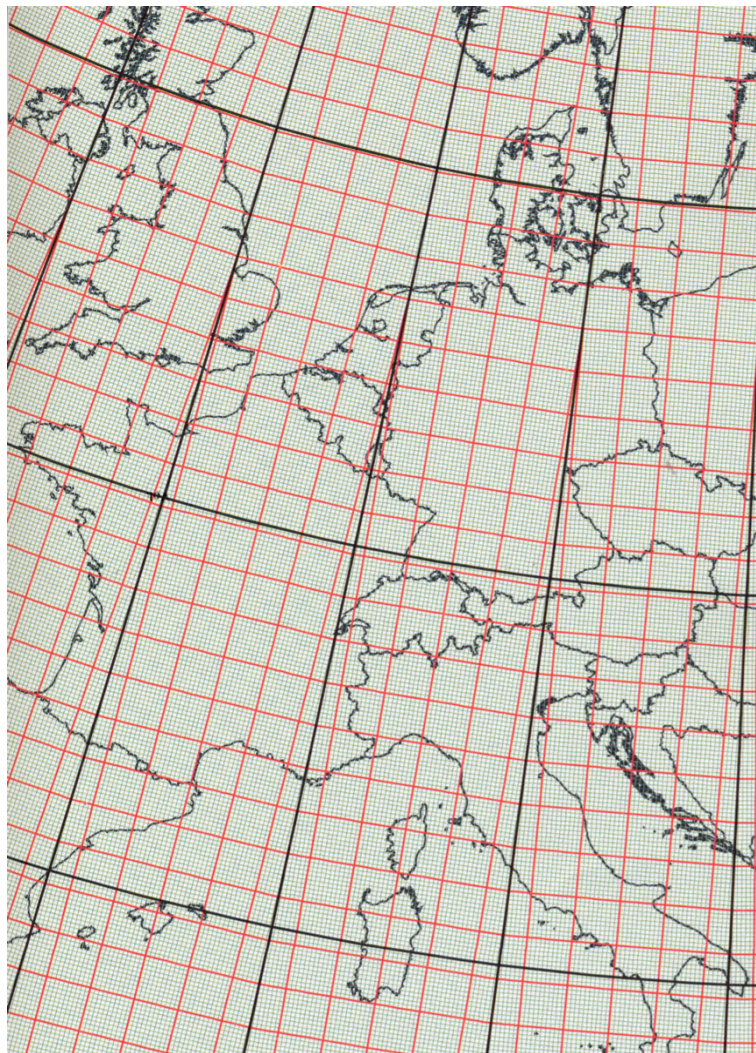
Ce travail est basé sur l'utilisation d'une carte commune sous forme digitale à l'aide du système d'information géographique (SIG) ArcView ESRI®, avec une méthode codifiée.

Cette carte à l'échelle 1 : 25000 représente un quadrillage UTM 10 x 10 km (Universal Transversal Mercator) de chaque pays de toute l'Europe. Les résultats de ces prospections s'expriment en :

- site « positif » si des épreintes sont retrouvées dans le carré de 10 x 10 km ;
- site « négatif » si aucun signe n'est retrouvé sur cette aire.

Mason et Macdonald (1993a) déduisent un index de population I, prenant en compte deux paramètres : le pourcentage de stations positives sur une région et le nombre d'épreintes retrouvées sur une même station.

On obtient alors la formule suivante : $I = p/10 + 10 [\log(x+1)]$
avec p le pourcentage de stations positives sur toutes les études d'une même année et x le nombre moyen d'épreintes sur la zone prospectée.



Carte 13 : Partie d'une grille UTM 10 X 10 km pour l'Europe
(en vert 10 X 10 km et en rouge 100 X 100 km)

♦ **Le nombre de sites :**

Le nombre de sites étudiés par carré a une importance majeure. Ce nombre de sites est un facteur déterminant du nombre de personnes et du temps nécessaires à l'étude. Certains

pays préfèrent prospecter seulement la moitié du territoire mais en augmentant le nombre de sites par carré. Lenton *et al.* (1980) recommandent un minimum de 10 sites pour un carré de 10 x 10 km.

La chance de succès dépend également d'un facteur que l'on ne connaît pas au préalable : le nombre de loutres sur le territoire. La technique est d'autant moins efficace que le nombre de loutre est faible et que le nombre de sites de marquage favorable est faible (Romanowski *et al.*, 1996 ; Romanowski et Brzezinski, 1997). Il est recommandé de choisir un site tous les 5 à 8 km et 10 sites par carré de 10 x 10 km (Reuther *et al.*, 2000).

Pour notre étude sur la Drôme, nous étions deux personnes à prospecter et nous avons suivi les recommandations en multipliant au maximum le nombre de sites. Ainsi nous avons réalisé en moyenne une prospection tous les 6,5 km.

◆ La sélection des sites d'études :

Considérant le comportement de marquage de la loutre, il est essentiel de sélectionner les ponts et les confluences. Outre ce comportement de marquage, deux raisons justifient le choix de prospecter sous les ponts : la première est la facilité d'approche du site et la deuxième la longévité des signes de présence sous les ponts (empreintes et épreintes) moins influencée par les conditions climatiques (Kruuk *et al.*, 1986 ; Reuther *et al.*, 2000). Lodé (1995) démontre qu'au bout d'un mois 60% des épreintes, qui ne sont pas sous un pont, se sont détériorées et ont disparu.

Dans notre étude, nous avons prospecté sous tous les ponts afin d'augmenter nos chances de trouver une trace.

En revanche, tous les ponts ne sont pas appropriés pour le marquage. Leur abondance augmente la probabilité de détecter la présence d'une loutre (Romanowski *et al.*, 1996). Certains ponts, tels que le pont TGV ou le pont de l'autoroute A7 dans la Drôme, présentent de grands pylônes sans rebord, ce qui diminue la possibilité de marquage. Les principaux marquages sont déposés sur un rebord du pont, sur un rocher... Reuther *et al.* (2000) mentionnent aussi, que sur un site positif : pour les rivières jusqu'à 5 m de large, 70% de signes de présence sont trouvés sous des ponts, et pour des rivières plus large que 60 m, aucun signe n'est trouvé sous les ponts. Cette donnée est intéressante pour notre étude, puisque les rivières drômoises dépassent rarement 10 m de large, optimisant ainsi nos chances de trouver des traces.

♦ **La longueur de rives prospectée :**

Des études systématiques, comparables et reproductibles sont nécessaires pour l'étude et la conservation de la loutre. La première méthode standard a été développée initialement en Angleterre dans les années 1980 (Crawford *et al.*, 1979 ; Green et Green, 1980 ; Jefferies, 1980 ; Lenton *et al.*, 1980). Cette méthode est décrite par Macdonald (1983) et consiste à prospecter à partir d'un pont, 600 m de rives sur une seule rive, soit 300 m en amont et 300 m en aval du pont. Cette méthode a été largement reprise et utilisée dans diverses études en Angleterre (Mason et Macdonald, 1993b, Mason et Macdonald, 1994), en Ecosse (Mason *et al.*, 1992) et en Irlande (O'Sullivan, 1993).

D'autres auteurs au Danemark réalisent des prospections sur 300 m de rives à partir d'un pont mais sur les deux rives (Madsen et Nielsen, 1986 ; Madsen *et al.*, 1992 ; Hammershoj *et al.*, 1996).

L'extension de la zone de prospection de 600 m à 1000 m n'augmente que de 1 à 4% le pourcentage de sites positifs. Diverses études confirment cette hypothèse comme le montre le tableau 21.

Tableau 21 : Pourcentage de sites positifs en fonction de la distance de prospection (de 100 à 1000 m) d'après Reuther *et al.* (2000)

| Pays | Distance de prospection en m | | | | | | | | | |
|----------------------|------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| | 100 | 200 | 300 | 400 | 500 | 600 | 700 | 800 | 900 | 1000 |
| Ecosse(n=210) | 51% | 69% | 79% | 88% | 93% | 96% | 97% | 98% | 98% | 100% |
| Espagne (n=115) | 78% | 90% | 93% | 96% | 97% | 97% | 98% | 98% | 98% | 100% |
| Pays de Galle (n=90) | 52% | 83% | 88% | 91% | 95% | 95% | 98% | 98% | 98% | 100% |

n=nombre de sites étudiés

Ecosse (Mason et Macdonald, 1991), Espagne et Pays de Galle (Delibes *et al.*, 1991)

♦ **La sélection de rive prospectée :**

Dans la description de la première méthode, 600 m de rives sont prospectés, mais aucune indication n'est donnée sur le choix de la rive : rive droite ou rive gauche. Il est généralement admis que le choix de la rive reste un paramètre subjectif (Reuther *et al.*, 2000 ;

Elmeros et Bussenius, 2002). Dans certains cas, une des deux rives n'est pas accessible ou présente un obstacle infranchissable. Mason et Macdonald (1987) listent une série d'études démontrant une corrélation entre la présence d'épreintes sur une rive et le potentiel en terme d'habitat (vieux troncs d'arbres, végétation...).

Dans la méthode décrite par l'UICN, le premier prospecteur doit cocher la case correspondant au côté prospecté. Les tronçons qui posent problème sont mentionnés, ainsi que le motif de la difficulté (construction, clôture, maison...).

Une seule étude a été publiée sur les effets du choix d'une rive sur les résultats de la prospection (Elmeros et Bussenius, 2002). Cette étude a été réalisée au Danemark dans deux régions de densité de population différente. Les auteurs démontrent que par la méthode standard (1 rive), lorsque les densités sont élevées, 64% des sites positifs sont notés comme tels et lorsque la densité est faible seulement 9% des sites positifs sont identifiés. La prospection de 100 m supplémentaires des quatre berges autour du pont améliore significativement le rendement. Cette étude suggère donc que la méthode standard est très dépendante du choix des berges et propose même que la prospection des deux berges devienne obligatoire.

◆ **La définition du signe de présence : épreinte et/ou empreinte :**

Concernant le type de signe de présence (épreinte et/ou empreinte), la méthode d'origine était basée sur les épreintes (Jefferies, 1980). Il est vrai que les épreintes sont beaucoup plus faciles à identifier alors que pour les empreintes, existe une confusion possible avec des traces d'autres espèces. Dans la plupart des études, les signes pris en compte sont empreintes et épreintes (Lenton et *al.*, 1980 ; Green et Green, 1987 ; Green et Green, 1997 ; Reuther et *al.*, 2000).

Dans notre étude drômoise, nous avons recherché empreintes et épreintes. Si une empreinte douteuse était trouvée, la présence d'une épreinte devait confirmer la présence de la loutre. Nous avons donc recherché les deux types d'indices, mais nous avons retenu comme certitude, seulement les épreintes, qui ne posent aucun problème d'identification de l'espèce.

◆ **Le nombre de visites par site :**

Nous avons essayé dans la mesure du possible de réaliser un maximum de passages sur chaque site (2 à 3 passages). Très peu d'études ont été réalisées sur cet aspect des

prospections (Green et Green, 1980 ; Mason et Macdonald, 1991). Il semblerait qu'un unique passage suffise lorsque les populations sont de densité moyenne à forte.

Dans le cas de la Drôme, où la population de loutre semble très faible, nous avons privilégié la multiplicité des passages afin d'augmenter les chances de trouver des indices et ainsi palier aux conditions météorologiques qui n'étaient pas favorables à chaque passage.

♦ **La distribution saisonnière des prospections:**

De nombreux auteurs ont écrit sur les différences saisonnières et inter-individuelles de marquage (Kruuk et Conroy, 1987 ; Conroy et French, 1987 ; Jahrl, 1995 ; Ruiz-Olmo et Gosalbez, 1997 ; Ruiz-Olmo et *al.*, 2001). Outre le nombre de loutres et la structure du site, il existe des facteurs comportementaux influant sur le nombre d'épreintes (sexe de l'animal, présence de loutrons, quantité de nourriture...) (Reuther et *al.*, 2000). L'activité de marquage à l'aide des épreintes varie donc au cours des saisons, les épreintes sont plus nombreuses de novembre à avril. Ensuite l'activité de marquage se ralentit pendant la période estivale, atteignant un minimum de juin à août.

IV.2.2.2. Discussion sur les résultats obtenus sur la Drôme

Face à toutes ces recommandations, il a fallu définir nos objectifs et nos conditions de prospections. Très rapidement, nous nous sommes positionnés dans une logique de population à faible densité. C'est ainsi que nous avons optimisé la prospection en multipliant le nombre de sites, en prospectant tous les ponts, en augmentant les distances de prospections (2 x 600m) ainsi que le nombre de passages (2 à 3).

Après ces 3 ans de recherche, nous avons trouvé des traces (épreintes) sur le bas cours de la Drôme. Une première de ces épreintes se trouvait à quelques mètres d'un pont, mais la deuxième était située le long du cours d'eau dans la réserve des Ramières, loin d'un site de marquage évident. Notre optimisation de la méthode nous a permis de trouver cette deuxième trace.

Il est important de noter qu'aucune conclusion définitive n'est avancée sur cette prospection. Il s'agit d'une conclusion partielle sur ces 4 ans de prospections, et le CORA ne rendra son rapport définitif qu'en 2007. D'après cette étude, il semble que la loutre ait disparu du département de la Drôme, les anciens indices n'ayant pas été confirmés par les prospections réalisées. Les épreintes trouvées récemment sur la Drôme aval sont compatibles

avec le retour d'un individu au bas de cette rivière. Il reste à confirmer cette présence et suivre l'évolution dans le temps. Il faut rester très prudent quant aux conclusions à donner sur cet indice.

La difficulté de cette étude résulte de la très faible densité de loutres. La méthode standard semble très bien s'appliquer dans le cas d'une forte densité de population. En revanche, dans le cas d'une faible densité de population, la méthode standard présente des limites concernant les distances de prospections et surtout la subjectivité du choix des berges.

V. Concentrations en PCBs le long de la chaîne alimentaire et concentrations en pesticides organochlorés et métaux lourds (plomb, cadmium, cuivre et mercure) dans les poissons de la rivière Drôme

V.1. Objectifs

En parallèle des prospections de loutres réalisées sur le département de la Drôme, nous avons réalisé une étude écotoxicologique de la rivière Drôme et de certains de ses affluents. L'objectif principal était de dresser un bilan de la pollution par les POP (pesticides organochlorés et PCBs) et par les métaux lourds (plomb, cadmium, mercure et cuivre) le long de la chaîne alimentaire et dans les poissons que les loutres sont susceptibles de consommer.

Cette étude avait également pour but de déceler d'éventuelles sources de pollution ponctuelle telles que les décharges ou les STEP.

Les concentrations obtenues ont ensuite été confrontées avec les valeurs seuils de la littérature, concentrations susceptibles d'avoir des effets délétères sur la reproduction des loutres et sur le développement des populations.

V.2. Article n°2

Chemosphere (2005): *in press, available online 16 June 2005*

© 2005 Elsevier, Ltd.

DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.056

Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium and copper) in fish from the Drôme river: potential effects on otters (*Lutra lutra*)

Alexandra Mazet, Gérard Keck , Philippe Berny

Department of Biology, Toxicology Laboratory ENVL, 1 av. Bourgelat F-69280 Marcy L'Etoile, France

Correspondence to A.Mazet, a.mazet@vet-lyon.fr, 0033-478872630, fax 0033-78878012

Received: 9 December 2004/Accepted: 5 April 2005

Abstract

In this study samples of ten species of fish were analysed for concentrations of organochlorine pesticides, PCBs and heavy metals (Pb, Cd and Cu). Fish were captured using electric fishing on ten sites along the Drôme river (Rhône-Alpes region). Quantitative determination of the organochlorine and PCBs compounds was performed by gas chromatography-electron capture detection (GC-ECD). The concentrations of heavy metals were determined by atomic absorption spectrophotometry.

Samples contained detectable concentrations of lindane, PCBs and heavy metals but at concentrations below the maximum residue limit (MRL). Non-parametric statistical analysis was performed to distinguish groups of sites with different levels of contamination. PCBs concentrations increased along the river with four groups of sites significantly different from each other. Cadmium concentrations were below the MRL. Lead contamination showed two groups significantly different and a repartition similar to PCBs. Copper contamination was correlated with the localization of vineyards.

We assessed the potential effects of contamination the otter (*Lutra lutra*). The concentrations of all pollutants analysed in fish sampled in this study are lower than the threshold values described in literature. The Drôme River is relatively unpolluted river, and the establishment of otter populations should not be affected by pollution.

Keywords

Polychlorinated biphenyls; organochlorine pesticides; heavy metals, pollution, otter (*Lutra lutra*)

1. Introduction

Aquatic environmental quality currently receives a great deal of attention. Some organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls have been banned for several years (PCB's have not been produced since 1977) but are still found in the environment because of their tendency to persist. These contaminants and some heavy metals accumulate up the food chain and cause various harmful effects on wildlife (Yamaguchi et al., 2003).

In the late of 1950s and 1960s, a steep decline in otter (*Lutra lutra*) took place throughout most of western Europe, and was probably caused by such substances (Mason and Wren, 2001; Mason and MacDonald, 1994). PCBs can have detrimental effects on the reproduction of otters (foetal toxicity, sterility) at levels as low as 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Weber, 1990).

In France, otter population are instinct in the northern and eastern parts of the country but the species is still thriving on the Atlantic coast and in the Massif Central, where a population expansion has been recorded recently (Fonderflick et al., 1995; Rosoux et al., 1995).

In Rhône-Alpes, otters are present in Ardèche, where spraint samples and footprints have been observed (Bendélé, 2000). In the Drôme (neighbouring department), the population's status is being studied, but otters seem to have disappeared.

The aim of this study was to evaluate PCB, OC and heavy metal (Cd, Pb, Cu) concentrations in fish of the Drôme river and to assess whether such burdens would be compatible with the survival of the otter or with the re-colonization of the area with otter. We chose the Drôme river because we think that otters could be back there soon and it is very crucial to monitor the water pollution and fish contamination, in order to maintain this colonizing population.

2. Materials and methods

2.1. Monitoring sites

The study area is located in the Rhône-Alpes region. The Drôme river is 106 km long and drains an area of approximately 1640 km². A total of 10 sites were selected along the river Drôme and its affluents Bez and Archianne. The sites were selected according to the localization of principal sources of pollution (upstream and downstream from the main urban and sewage discharge points) (personal communication, Water Agency – Maison des Ramières) (Map 1).

2.2. Fish sampling

The fish were captured using electric fishing (powered by a 220 V electric generator) in July 2003, except for the Ramières (site 9) and Archianne (site 1) samples, which were collected in April 2003. Collected fish (12 species) were weighed, measured for total length and classified by species and size. Each batch (same species, same size) was ground and kept frozen (-20°C) until further analysis.

2.3. Chemical analysis

2.3.1. OC and PCB analyses

A 1.0g sample was taken from each batch and 30 ml of hexane/acetone 75/25 mix was added. Each sample was blended with an Ultraturrax® (Ika, Werke, Germany). The supernatant was removed and filtered through a phase separator membrane. This extraction procedure was performed twice. The extract was evaporated at 60°C in a rotary evaporator. The dry extract was dissolved in 10 ml hexane.

Two ml of fuming sulphuric acid (SO₃ 7%) were added and the test tube was shaken immediately. After centrifugation at 3,000 rpm for 10 min, a part of supernatant was used for OC chromatography according to Berny *et al.* (2002) and 1 ml of the supernatant was added to 1 ml of 2% potassium hydroxide in ethanol for PCB analyses. The tubes were placed in a

water bath at 50°C for 30 min. At the end of this period, 2 ml ultrapure water were added, the samples were vortexed and centrifugated once again for 10 min. Samples underwent another acid hydrolysis with 1 ml sulphuric acid. After a final centrifugation, the final supernatant was removed and kept frozen until further analysis.

A gas chromatograph Hewlett-Packard HP5890 series 2 equipped with an electron-capture detector was used. A Restek® Rtx-5 column (Macherey-Nagel, Hoerd, France) 60 m-long with 0.25-mm internal diameter and 0.25- μ m film thickness was used. The temperature program was: 2 min at 75°C, then 15°C/min up to 150°C, from 150 to 265°C at 1.2°C/min, then 25°C/min up to 300°C. Total duration of analysis was 110 min. Injection was performed automatically with an automatic injector (HP 6890). For each run, 2 μ l were injected and each run was followed by a 15-min rinse at 300°C. Each sample was run in duplicate.

Total PCB concentration was calculated as the sum of 16 individual peaks (IUPAC n°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 and 187). All standards were purchased from CIL (St Foy la Grande, France) and purity was > 99%. Linearity was determined between 5 and 100 ng/g ($r^2 > 0.99$ on standards and spiked samples). Limits of detection were between 0.5 and 1.0 ng/g for individual congeners.

2.3.2. Heavy metals analyses

Concentrations of lead and cadmium were determined for each sample. The grinded samples were dried for 1 h at 110°C followed by 5 h at 180°C. After drying, 0.3 g of sample was manually ground in a small dish and diluted in 1 ml of 50% sulfuric acid. The samples were digested for 16 h; digestion temperatures went from 20°C to 700°C over the first 10 h, then were held at 700°C for 6 h. The digests were diluted in 2 ml of 50% nitric acid and gently dried on a hot plate. After cooling, the digests were diluted in 1 ml of 10% nitric acid and transferred to polypropylene tubes where they were diluted in ultrapure milliQ water.

Metal concentrations were analysed with a Zeeman atomic absorption spectrometer (UNICAM 989 QZ, Thermo Optek, Roissy France) using element-specific lamps. Metal concentrations were calculated using a standard curve, and the results were expressed in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ of dry weight.

2.4. Statistical analysis

Contaminant concentrations between groups (species) were compared using non parametric multiple comparison tests. The Kruskal-Wallis test and the Mann-Whitney-Wilcoxon test were used to detect significant differences of contamination levels among fish species and monitoring sites using Stat View 5.01 (Sas Institute, Cary North Carolina). Whenever a significant difference was detected among sites by the Kruskal-Wallis test, 2x2 comparisons by means of the Mann-Whitney test were used to separate sites in groups (significant difference between groups, but no significant difference within each group).

3. Results and discussion

3.1. OC and PCB Concentrations

The concentrations of organochlorine pesticides were measured in each batch of fish from each site (lindane, endosulfan, DDE, DDD, DDT, heptachlor, heptachlor epoxyde, aldrin and methoxychlor). Most of the concentrations were below the limit of detection of chemical analyses performed. Only lindane (whose use was restricted in 1975 and banned in 1998 in France) was detectable at each site but the concentrations were small. The highest concentration was $300 \mu\text{g.kg}^{-1}$. However this concentration does not represent any risk for otters (De la Gorce, 1995).

The whole-body concentrations of PCBs ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) are presented in the Table 1. Among the sites, there were significant differences in total PCB concentration (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Fish were increasingly contaminated in downstream samples.

The mean PCB concentration ranged from 7.8 (site 1) to 56.9 (site10) $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight). There are four groups of sites that were significantly different from one another in terms of PCB concentrations: sites 1,4,5 < site 2 < sites 3,6,7,8,9 < site 10. ($p < 0,05$). These 4 groups are represented on Figure 1.

We did not highlight a point source of PCB but there was a progressive increase along the river, compatible with the increase in urbanization and impacts of human activities.

Our results showed that in fish, PCB# 153 and 138 were the most abundant (17.7% and 17.0% of the 16 congeners tested, respectively). This result is in accordance with other studies (Chevreuil et al., 1995; Bordajandi et al., 2003; Mazet et al., 2004; Perugini et al., 2004; Storelli et al., 2004) and is not surprising, since congeners 153 and 138 have long half-life (Liem et al., 1994). The bioconcentration of PCBs in aquatic organisms correlates with the degree of chlorination, the stereochemistry and lipophilicity (Bordajandi et al., 2003)

In spite of the severity of the toxicity and the persistence of organic and metallic micropollutants, data concerning contamination levels in aquatic continental ecosystems, especially in fish, are limited in France. Therefore, it is extremely difficult to demonstrate either temporal or geographical trends of environmental contamination in the country.

Table 2 summarizes reported contamination levels in fresh water fishes in Europe in early 1990s and 2000s. Caution is required in making a direct comparison because of the differences between studies (year, species, methods of analysis, congeners). Table 2 suggests that the levels of PCBs in the fish of the Drôme are not as high as those of many other European rivers.

In 1995, a study (Michelot et al., 1995) in the Rhône-Alpes region compared the PCB contamination level in fish from 10 rivers (Rhône, Isère, Ain...). This study showed that the Drôme river was the least polluted with a mean of 73 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight) whereas in the Rhône PCB concentrations ranged from 184 to 1445 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (ww).

In all sites, total PCBs concentrations do not exceed the French Food Standards (2 mg.kg^{-1}) authorized for PCB in fish muscle since 16/02/1988 (French Food Safety Agency).

In our study, almost all the sites (site 1 to 8) have values lower than $50 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$, which is considered as the “maximum allowable concentration” for reproduction in otters (Weber 1990). Only two sites (9 and 10) have some values greater than $50 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$, which is a concentration considered as “level as concern” for otter populations.

Leonard's et al. (1994) proposed less severe thresholds. Total PCB concentrations in diet less than $145 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ (wet weight) is a “concentration without effect” whereas concentrations in the diet greater than $371 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ (WW) are a “critical level”.

Those thresholds are extrapolations from toxicological data obtained in American mink. It is not known whether otters are equally susceptible as or less susceptible than minks. In Drôme the concentration is less than the threshold so PCBs should not be a problem for the reproduction or the development of the population.

3.1 Heavy metal contaminations

Table 3 presents lead, cadmium and copper concentrations in fish in the different sites.

The concentration levels of each heavy metal was significantly different from one another among sites. For lead, there are two groups of sites significantly different: one group upstream (sites 1, 2, 3, 4 and 5) and one group downstream (sites 6, 7, 8, 9, 10) ($p < 0,0001$) (Figure 2).

For cadmium, there were significant differences among sites, but no group could be found.

For copper, there are three groups that are significantly different from one another (sites 6, 7, 8, 10 < sites 1, 4, 5 < sites 2 and 3; Figure 3).

Lead pollution has a distribution similar to the PCB pollution (fig 1 and 2). This is correlated with urbanisation and density of population. On the other hand, copper distribution is very different. The concentration is higher in the upstream area and could be associated with the

localization of vineyards (local production of Clairette de Die, sparkling wine), where the utilisation of copper is common (fungicidal treatment of vineyards).

Considering the results in Table 4, it seems that the lead and cadmium contamination levels in fish are lower than those found in fish in different studies and the copper contamination is higher, due to the viticultural tradition.

Therefore the concentration of lead and cadmium for each sample of each site was compared with the MRL (EU Food Standard) in the muscle. No sample analysed had values exceeding the set limits (lead $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight; cadmium $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ww, European Regulation R466/2001 of 16/03/2001).

There are a small number of analyses for cadmium, lead and copper in tissues of otters from several parts of Europe (Mason and Stephenson, 2001). Most of them give concentrations of cadmium, lead and copper in liver and kidney (Gutleb et al., 1998; Mason and MacDonald, 1986; Mason and Stephenson, 2001). In general, all these concentrations are considered to be of no concern for otters, compared with other mammal species. But nothing is known specifically on toxicological effects of low tissue levels of others heavy metals such as cadmium, lead and copper on otters particularly in combination with other contaminants (Gutleb et al., 1998).

It is assumed, therefore based on MRL limits and our data, that the current concentrations of pollutants in the Drôme River should not pose a serious threat to the otters, and that chemical contamination should not be a limiting factor for recolonization.

Acknowledgements:

We would like to thank the CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes) and the Rhône-Alpes region for their collaboration and financial contribution to this study and the CSP (Conseil Supérieur de la Pêche) for collecting some of the fish samples.

References

- Bendelé, R., 2000. Répartition de la loutre (*Lutra lutra*) dans le bassin versant Rhône-Méditerranée du département de l'Ardèche. Centre Ornithologique Rhône-Alpes, Lyon, 76 pp.
- Berny P.J., Lachaux O., Buronfosse T., Mazallon M., Gillet C., 2002. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as indicators of freshwater contamination with lindane. Environ. Res., 90, 142-151.
- Binelli, A., Provini, A., 2003. The PCB pollution of Lake Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. Chemosphere 53, 143-151.
- Bordajandi, L.R., Gomez, G., Fernandez, M.A., Abad, E., Rivera, J., Gonzalez, M.J., 2003. Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the river Turia (Spain). Chemosphere 53, 163-171.
- Bressa, G., Sisti, E., Cima, F., 1997. PCBs and organochlorinated pesticides in eel (*Anguilla anguilla* L.) from the Po Delta. Marine Chemistry, 58, 261-266.
- Chevreuil, M., Carru, A.M., Chesterikoff, A., Boët, P., Tales, E., Allardi, J., 1995. Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. Sci. Total Environ. 162, 31-42.

- De la Gorce F., 1995. Réintroduction de la loutre en Lorraine – Etude de faisabilité. Cah. Ethol., 15 (2-3-4) : 351-368.
- Fonderflick, J., De Kermabon, J., Libois, R., Baffie, P., Rosoux, R., Tournebize, T., 1995. Evolution récente du statut de la loutre dans le Parc National des Cévennes. Cah. Ethol. 15, 233-238.
- Gutleb, A.C., Kranz, A., Nechay, G., Toman, A., 1998. Heavy metal concentrations in livers and kidneys of the otter (*Lutra lutra*) from Central Europe. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60 (2), 273-279.
- Henry, F., Amara, R., Courcot, L., Lacouture, D., Bertho, M.L., 2004. Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. Environ. Internat. 30, 675-683.
- Leonards, P.E.G., Smit, M.D., De Jongh, A.W.J.J., Van Hattum, B.G.M., 1994. Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela vison*). Report N°R94/6. Institute for Environmental Studies. Vrije Universiteit, Dutch Otterstation Foundation, Amsterdam, 50 pp.
- Licata, P., Di Bella, G., Dugo, G., Naccari, F., 2003. Organochlorine pesticides, PCBs and heavy metals in tissues of the mullet *Liza aurata* in Lake Ganzirri and Straits of Messina (Sicily, Italy). Chemosphere 52, 231-238.
- Liem, A.D.K., Lindström, G.U.M., Startin, J.R., 1994. Quality assessment of methods for the determination of toxicologically relevant PCB congeners in foods, Study design PCB project. IUPAC, Commission Food Chemistry, Working Group Halogenated Hydrocarbon Environmental Contaminants, Bilthoven, 6 pp.
- Lopez-Martin, J.M., Ruiz-Olmo, J., Borrell, A., 1995. Levels of organochlorine compounds in freshwater fish from Catalonia, N.E. Spain. Chemosphere, 31 (6), 3523-3535.

- Mason, C.F., Macdonald, S.M., 1986. Mercury, cadmium and lead in British otters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37, 844-849.
- Mason, C.F., Macdonald, S.M., 1994. PCBs and organochlorine pesticide residues in otters (*Lutra lutra*) and in otter spraints from SW England and their likely impacts on populations. Sci. Total Environ. 144, 305-312.
- Mason, C.F., Stephenson, A., 2001. Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. Chemosphere 44, 351-353.
- Mason, C.F., Wren, C.D., 2001. Carnivora. In: Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds). Ecotoxicology of Wild Mammals. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 315-370.
- Mazet, A., Keck, G., Berny, P., 2004. PCBs in fish of the Ardèche River: potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 72, 784-790.
- Michelot, J.L., De Alencastro, L.F., Laurent, L., Becker van Slooten, K., Grandjean, D., 1995. Projet de réintroduction de la loutre dans le bassin du Rhône: contamination des cours d'eau par les PCBs. Centre Ornithologique Rhône-Alpes, 88 p.
- Miramand, P., Fichet, D., Bentley, D., Guary, J.C., Caurant, F., 1998. Heavy metal concentrations (Cd, Cu, Pb, Zn) at different levels of the pelagic trophic web collected along the gradient of salinity in the Seine estuary. C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes / Earth et Planetary Sciences, 327: 259-264.
- Perugini, M., Cavaliere, M., Giammarino, A., Mazzone, P., Olivieri, V., Amorena, M., 2004. Levels of polychlorinated biphenyls and organochloré pesticides in some edible marine organismes from the Central Adriatic Sea. Chemosphere 57, 391-400.
- Rosoux, R., Tournebize, T., Maurin, H., Bouchardy, C., 1995. Etude de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. Cah. Ethol. 15, 195-206.

- Storelli, M.M., Storelli, A., D'Addabbo, R., Barone, G., Marcotrigiano, G.O., 2004. Polychlorinated biphenyl residues in deep-sea fish from Mediterranean Sea. *Environment International* 30, 343-349.
- Teil, M.J., Blanchard, M., Carru, A.M., Chesterikoff, A., Chevreuil, M., 1996. Partition of métallique and organochlorinated pollutants and mono-ortho-substituted PCB pattern in the trophic web from different areas of the river Seine. *Sci. Total Environ.* 181, 111-123.
- Weber, D., 1990. La fin de la loutre en Suisse. Rapport final du « groupe loutre suisse », *Cah. Environ.* 128, 79-88.
- Yamaguchi, N., Gazzard, D., Scholey, G., Macdonald, D.W., 2003. Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential effects on top predators. *Chemosphere* 50, 265-273.

Tables and figures

Table 1: Concentrations of PCBs (in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) in fish collected from the monitoring sites along the river Drôme (France) in 2003

| | n | PCBs (median) | Min-max | Group (N ^o) and median |
|---------|----|---------------|--------------|------------------------------------|
| Site 1 | 21 | 5.2 | (1.3-25.7) | Group 1 – 6,1 |
| Site 2 | 6 | 16.8 | (10.2-20.9) | Group 2 – 16,8 |
| Site 3 | 10 | 24.9 | (12.3-49.5) | Group 3 – 23,9 |
| Site 4 | 6 | 7.9 | (2.7-11.4) | Group 1 – 6,1 |
| Site 5 | 10 | 6.1 | (3.0-8.1) | Group 1 – 6,1 |
| Site 6 | 9 | 20.2 | (8.5-37.9) | Group 3 – 23,9 |
| Site 7 | 7 | 20.4 | (17.4-22.1) | Group 3 – 23,9 |
| Site 8 | 10 | 23.0 | (14.0-40.1) | Group 3 – 23,9 |
| Site 9 | 42 | 34.6 | (6.4-98.9) | Group 3 – 23,9 |
| Site 10 | 9 | 47.4 | (29.0-145.9) | Group 4 – 47,4 |

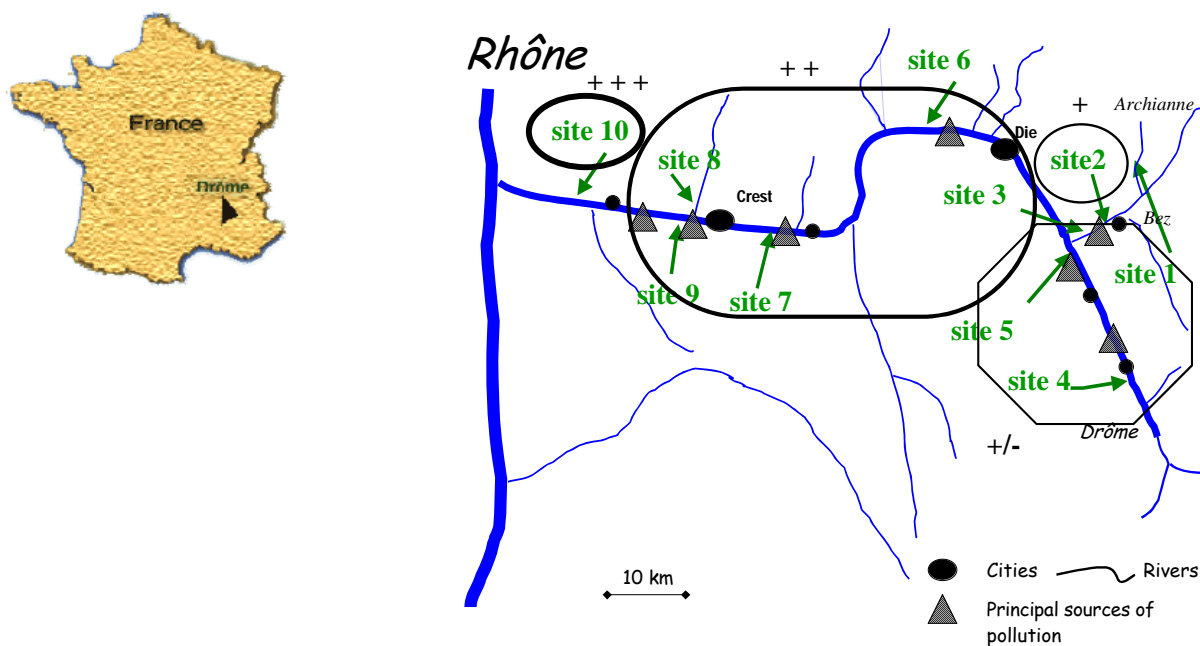


Fig 1: Different groups of PCBs contamination based on fish samples from the Drôme river (2003) (Sites 1,4,5 < site 2 < sites 3,6,7,8,9 < site 10)

Table 2: PCB content ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ of wet weight and dry weight) in the whole body of fish from European waters

| | | Species | PCB (wet weight) (min / max) | PCB (dry weight) (min / max) |
|---------------------------|---------------------------------|---------|-------------------------------------|--|
| <i>Our study</i> * | <i>Drôme</i> (France) | 12 | 7.8 to 56.9 (1.3 / 145.9) | 31.2 to 227.6 (5.2 / 583.6) |
| Chevreuil et al., 1995 | Seine (France) | 2 | | 1300 to 16000 |
| Teil et al., 1996 | Seine (France) | 3 | | 1792 to 1847 |
| Mazet et al., 2004 | Ardèche (France) | 10 | 135 (35/ 524) | |
| Lopez-Martin et al., 1995 | Network Catalonia (Spain) | 12 | 181 (9 / 2212) | |
| Bordajandi et al., 2003 | Turia (Spain) | 14 | 5.14 to 126 | |
| Bressa et al., 1997 | Po Delta (Italy) | 1 | 211 to 265 | |
| Binelli and Provini, 2003 | Lake Iseo (Italy) | 7 | 105.9 to 786.4 | |

Our values * in wet weight and converted to dry weight (wet wt.=dry wt X 4) for comparison purposes

Table 3: Concentrations of lead, cadmium and copper ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ dry weight) in fish collected from the monitoring sites along the Drôme river (2003)

| | n | Lead | Cadmium | Copper |
|---------|----|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------------|
| Site 1 | 21 | 14.3 (9.9-90.1) | 36.6 (13.1-64.4) | 9536.0 (2813.7-22291.0) |
| Site 2 | 6 | 10.0 (10.0-22.5) | 11.5 (8.4-18.2) | 13998.3 (10627.6-18911.1) |
| Site 3 | 10 | 13.0 (10.0-167.1) | 20.3 (10.3-38.0) | 13292.0 (6676.7-19977.5) |
| Site 4 | 6 | 10.0 (10.0-10.0) | 4.2 (2.5-11.5) | 7065.4 (4251.2-8253.1) |
| Site 5 | 10 | 10.0 (10.0-88.1) | 20.4 (9.8-96.3) | 8475.6 (5641.2-10124.1) |
| Site 6 | 9 | 62.3 (11.9-111.9) | 13.4 (7.7-41.6) | 4962.1 (3237.1-10509.2) |
| Site 7 | 7 | 10.0 (10.0-41.6) | 78.1 (22.1-118.7) | 4324.6 (2783.4-9364.1) |
| Site 8 | 10 | 67.0 (10.0-146.8) | 15.2 (10.1-36.2) | 4948.5 (2366.9-8224.8) |
| Site 9 | 42 | 18.3 (10.0-249.5) | 21.1 (6.7-43.5) | 12689.6 (8583.5-35528.5) |
| Site 10 | 9 | 92.0 (10.0-178.9) | 34.8 (15.6-70.2) | 3156.3 (1535.8-5684.8) |

All values [median (minimum-maximum)]; n= number of individuals analysed,

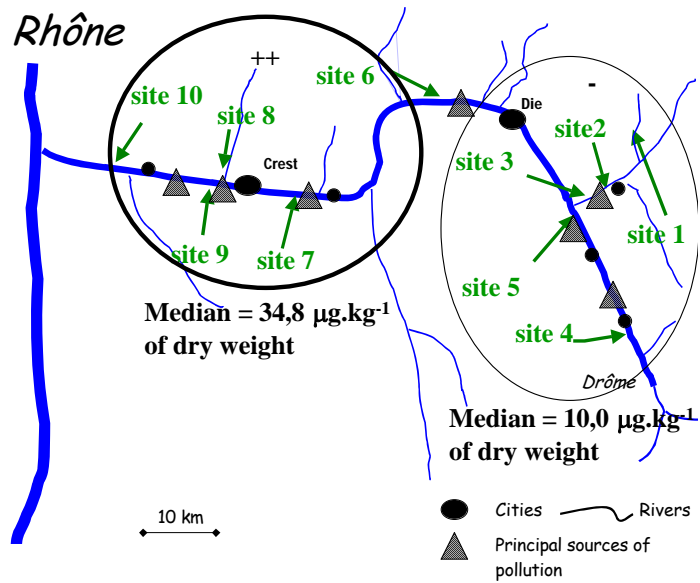


Fig 2 : Different groups of lead contamination based on fish samples from the Drôme river (2003) Sites 1,2,3,4,5 < sites 5,6,7,8,9,10

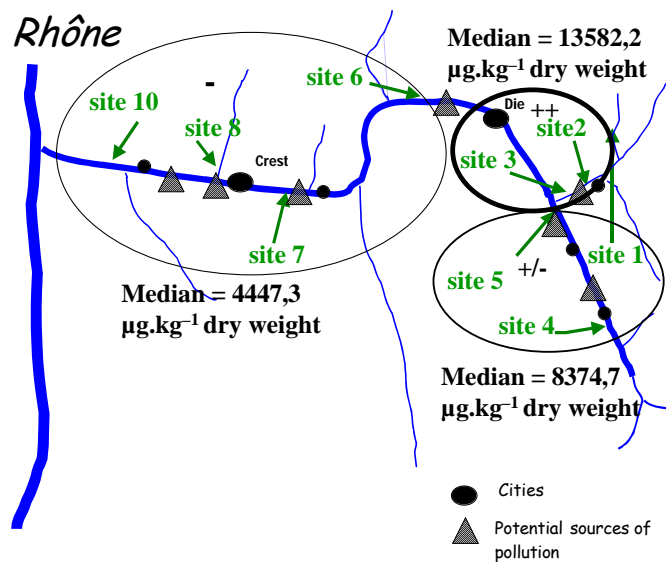


Fig 3: Different groups of copper contamination based on fish samples from the Drôme river (2003) Sites 6,7,8,10 < sites 1,4,5 < sites 2,3

Table 4: Heavy metals content ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ of dry weight) in fish from European waters

| | | Species | Pb | Cd | Cu |
|----------------------------|-----------------------|-----------|--|--|--|
| Our Study | | 12 | 10 to 92 | 4.2 to 78.1 | 3156 to 13998 |
| Chevreuil et al., 1995* | Seine (France) | 2 | 600 to 8900 | 30 to 600 | 4100 to 6900 |
| Teil et al., 1996* | Seine (France) | Bream | 5700 | 700 | 5400 |
| | | Roach | 1200 | 300 | 3400 |
| | | Perch | 100 | 400 | 2200 |
| Miramand et al., 1998* | Seine (France) | | 600 to 1600 | 13 to 110 | 1900 to 6500 |
| Henry et al., 2004* | North Sea (France) | 4 | 170 and 40 $\text{Pb } \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight | 230 and 10 $\text{Cd } \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight | 14800 and 1200 $\text{Cu } \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight |
| Our Study** | | 12 | 2.5 to 23.0 | 1.1 to 19.5 | 789.0 to 3499.5 |
| Licata et al., 2003 | Messina (Italy) | 1 | | | |
| | | muscle | 280.2 | 30.2 | - |
| | | gills | 200.2 | 20.0 | - |
| Bordajandi et al., 2003 | Turia (Spain) | 3 | | | |
| | | Trout | 27.3 | 1.4 | 446.0 |
| | | Ell | 101.8 | 4.9 | 977.0 |
| | | Barbel | 62.0 | 1.8 | 793.0 |

Our values in Refs. ** converted to wet weight (wet wt.=dry wt / 4)

V.3. Données complémentaires

Certains résultats complémentaires n'ont pas encore été insérés dans une publication et seront développés dans cette partie.

V.3.1. Les PCBs dans la chaîne alimentaire

V.3.1.1. Matériel et méthodes

Les PCBs ont été dosés dans les poissons des 10 sites retenus en début d'étude. Au niveau de ces 10 sites, des dosages de PCBs dans les sédiments et dans les invertébrés ont été réalisés.

Les invertébrés recueillis sur les sites appartenaient à 4 groupes faunistiques différents. Le tableau 23 résume les divers taxons prélevés. Pour les analyses, les invertébrés des différents groupes faunistiques ont été réunis pour l'analyse, par site.

La technique d'analyse des PCBs est identique à celle décrite dans l'article ci-dessus.

Tableau 22 : Liste des taxons d'invertébrés prélevés sur les sites

| Groupe faunistique | Famille | Taxon |
|--------------------|----------------|---------------|
| Plécoptères | Perlidae | Dinocras |
| | | Perla |
| | | Isoperla |
| Trichoptères | Hydropsychidae | Hydropsyche |
| | | Limnephilidae |
| | Limnephilidae | Rhyacophila |
| | | Sericostoma |
| Ephéméroptères | Baetidae | Baetis |
| | Ecdyonuridae | Ecdyonurus |
| | | Epeorus |
| Crustacés | gammaridae | Gammarus |

V.3.1.2. Résultats et discussion

Le tableau 23 présente les différentes concentrations de PCBs dans les sédiments et dans les invertébrés des différents sites. On constate que les taux dans les sédiments sont inférieurs au seuil de quantification pour la majorité des sites.

Les concentrations de PCBs dans les invertébrés sont plus élevées et nous retrouvons, comme pour les poissons, un gradient amont-aval des concentrations.

Tableau 23 : Concentrations de PCBs dans les sédiments (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec) et dans les invertébrés de la rivière Drôme (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais)

| | PCBs dans les sédiments | PCBs dans les invertébrés |
|---------|-------------------------|---------------------------|
| Site 1 | ND | 3,6 |
| Site 2 | 1,3 | 12,0 |
| Site 3 | 1,6 | 11,6 |
| Site 4 | ND | 0,5 |
| Site 5 | ND | 4,3 |
| Site 6 | ND | 10,8 |
| Site 7 | ND | 13,7 |
| Site 9 | 2,7 | 10,3 |
| Site 10 | ND | 23,4 |

ND = $\leq 0,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$

La figure 19 représente les concentrations de PCBs dans les invertébrés et dans les poissons pour chaque site. On observe donc la bioconcentration le long de la chaîne alimentaire avec une concentration très faible voire non détectable dans les sédiments puis une bioconcentration dans les maillons suivants. Ce phénomène est largement décrit et démontré dans divers écosystèmes européens (Binelli et Provini, 2003 ; Burreau et *al.*, 2004).

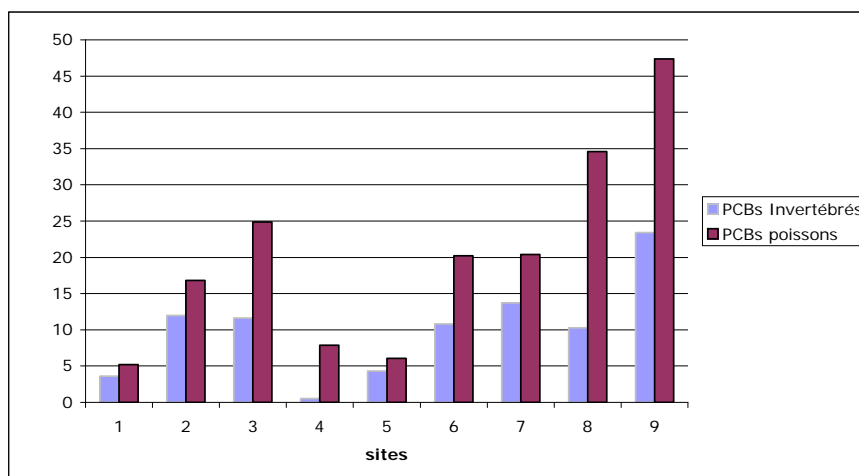


Figure 19 : Concentrations en PCBs dans les invertébrés et dans les poissons

Les concentrations en PCBs dosés dans des sédiments d'autres rivières européennes sont nettement supérieures aux taux des sédiments de la Drôme : de 50 à 1200 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans la Seine (Chevreuil et *al.*, 1995 ; Teil et *al.*, 1996), de 238 à 1772 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans l'Ebre en Espagne (Fernandez et *al.*, 1999), de 4,1 à 239,1 à Venise en Italie (Moret et *al.*, 2001).

V.3.2. Mercure dans les poissons

Outre le plomb, le cadmium et le cuivre, nous avons également dosé le mercure qui est un métal toxique également recherché dans le tissu des loutres et dans leur alimentation.

V.3.2.1. Résultats de l'étude

Nous n'avons pu doser que huit sites sur les 10 du fait de l'épuisement des prélèvements, et pour la même raison, sur certains sites, nous n'avons pas pu doser tous les échantillons. Le tableau 24 résume le nombre de prélèvements dosés par site.

La plupart des concentrations étaient inférieures au seuil de quantification (14 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Nous avons donc pris le seuil de quantification pour réaliser les moyennes par site. Le tableau 24 résume l'ensemble des concentrations en mercure par site.

Tableau 24 : Concentrations en mercure des poissons de la rivière Drôme
($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais)

| | n | Mercure ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) |
|----------------|----|--|
| Site 2 | 6 | 14,7 (14,0-16,7) |
| Site 3 | 10 | 14,1 (14,0-14,6) |
| Site 4 | 4 | 26,6 (21,5-32,2) |
| Site 5 | 10 | 14,0 (14,0-14,1) |
| Site 6 | 9 | 14,0 (14,0-14,0) |
| Site 7 | 5 | 18,1 (14,0-29,0) |
| Site 8 | 10 | 14,0 (14,0-14,0) |
| Site 10 | 9 | 25,2 (14,0-67,3) |

V.3.2.2. Discussion

La majorité des concentrations obtenues étaient inférieures au seuil de quantification ($14 \mu\text{g.kg}^{-1}$). De ce fait, nous n'avons pas pu réaliser de comparaison statistique et nous ne ferons que commenter ces valeurs. Seul deux sites (4 et 10) ont des concentrations en mercure plus élevées.

Les teneurs en mercure dans les poissons de la Drôme sont très faibles, à l'état de traces. Aucune source de mercure n'est donc mise en évidence. Les teneurs retrouvées dans les publications européennes sont toujours supérieures à nos concentrations (tableau 25).

Tableau 25: Concentrations en mercure ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids frais) dans les poissons en Europe

| | | Espèces | Hg |
|---------------------------------|---------------------|---------|------------|
| Notre étude | France | 12 | 14 à 67 |
| Storelli et Marcotrigiano, 2001 | Italie | 2 | 490 à 1020 |
| Yamaguchi <i>et al.</i> , 2003 | Royaume-Uni | 5 | 55 à 342 |
| Storelli <i>et al.</i> , 2003 | Italie | - | 90 à 760 |
| Usero <i>et al.</i> , 2004 | Espagne | 3 | 10 |
| Cabanero <i>et al.</i> , 2005 | Espagne et Portugal | 6 | 24 à 470 |

Concernant la loutre, les teneurs en mercure dosées dans les poissons sont très inférieures aux valeurs toxicologiques seuils de la littérature. Weber (1990) propose une valeur limite de $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$ dans les poissons entiers consommés par la loutre.

En conclusion, le mercure est un métal souvent dosé et surveillé dans les études sur les loutres. Sur la Drôme, cet élément est retrouvé en quantité minime, ne représentant aucun risque connu pour les populations de loutres, ni pour les personnes consommant des poissons pêchés dans la Drôme.

VI. Qualité des eaux de la Drôme et populations piscicoles

VI.1. Objectifs

La qualité de l'eau est un facteur clé dans l'équilibre du milieu et dans le bon développement de la faune et la flore. Elle doit être compatible avec une bonne productivité piscicole afin de fournir à la loutre des ressources alimentaires suffisantes tout au long de l'année (De la Gorce, 1995). Une eau de mauvaise qualité a des conséquences sur toute la chaîne alimentaire.

Au niveau de la Drôme, deux stations de mesures sont suivies régulièrement par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse (RMC) dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB) :

- la première en amont, à Ponet et Saint-Auban (entre Saillans et Die) (code station n°108000) est suivie en moyenne tous les deux ans ;
- la seconde en aval au niveau de Livron-sur-Drôme (code station n°109100) suivie chaque année (site internet Réseau de Bassin RMC ; Réseau National de Bassin RMC, 2001a).

En outre, nous disposons de nombreuses données datant de 1996, année où a été réalisé un vaste suivi de la Drôme (19 stations dont Alex, Die, Crest, Loriol...) et de ses affluents (Bez, 4 stations ; Gervanne, 3 stations ; Sye, 2 stations...) (site internet Réseau de Bassin RMC).

Notre objectif a été de caractériser la qualité physico-chimique des eaux de la Drôme sur l'ensemble de notre secteur d'étude (10 stations) et durant un cycle annuel (4 campagnes saisonnières). Nos résultats ont permis de compléter ceux des suivis de l'Agence de l'Eau et de les comparer.

La qualité de l'eau de la Drôme a été évaluée à partir de la grille du SEQ-Eau en se référant plus spécifiquement à la classe « d'aptitude à la biologie ». Nous nous sommes également référés à la Directive 78/659/CEE du 18/07/1978 modifiée par la Directive 91/692/CEE du 23/12/1991 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons.

VI.2. Résultats des campagnes d'analyses

VI.2.1. Température

® Données de l'étude et de l'Agence

La figure 20 représente la température de l'eau au niveau des 10 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

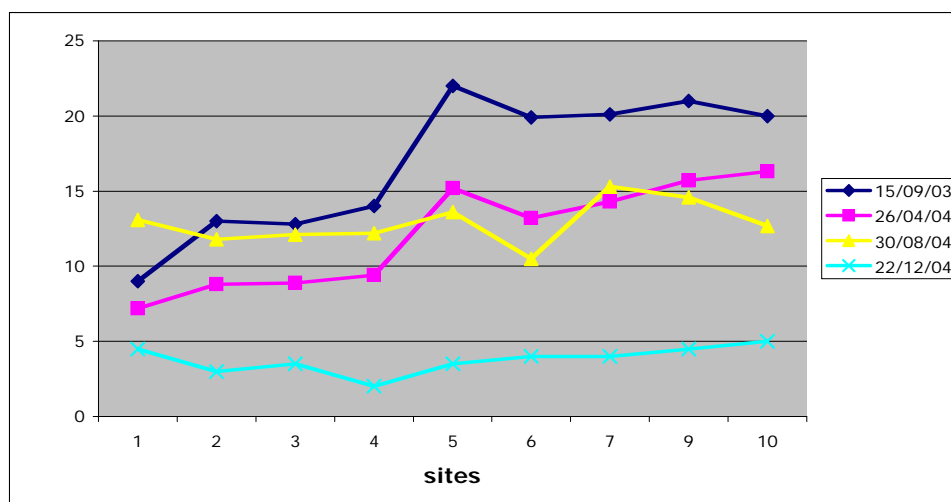


Figure 20 : Température de l'eau sur les différents sites en °C

Les températures sont relativement homogènes entre les différents sites en hiver (décembre 2004) et le gradient amont-aval le plus marqué se situe en septembre 2003 (12°C). Ce dernier résultat est certainement lié à la forte canicule ayant régné durant l'été 2003. Il y a moins de variation saisonnière sur les affluents (sites 1, 2, 3 et 4), où la température de l'eau est toujours inférieure à 15°C. Ceci s'explique car l'eau est plus courante, plus ombragée et pour les sites 1 à 3, a pour origine le Vercors.

Ces données sont concordantes avec celles de l'Agence de l'Eau : des températures plus homogènes et plus faibles sur l'amont de la Drôme et ses affluents, et des températures plus variables pouvant dépasser 25°C en aval.

® Grille du SEQ-Eau

En se reportant à la grille du SEQ-Eau (tableau 26), les températures de 3 campagnes (avril, août et décembre 2004) sont inférieures à 20°C donc de qualité « très bonne » pour la biologie. En revanche, certaines températures des stations en aval (6 à 9) dépassent les 20°C. Elles restent dans la catégorie « aptitude bonne à la biologie ». Les limites de classes de températures sont différentes suivant la catégorie piscicole, à savoir eaux salmonicoles ou eaux cyprinicoles. Les sites de 1^{ère} catégorie sont situés en Drôme amont, où conformément à nos résultats, les températures sont toujours inférieures à celles de l'aval.

Tableau 26 : Aptitude à la biologie en fonction de la température (données SEQ)

| Classe d'aptitude | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
|---|------|------|-------|--------|-------|
| Indice d'aptitude | 80 | 60 | 40 | 20 | |
| Température (°C) 1 ^{ère} catégorie piscicole | 20 | 21,5 | 25 | 25 | |
| Température (°C) 2 ^{ème} catégorie piscicole | 24 | 25,5 | 27 | 28 | |

Notons qu'en période d'étiage, il arrive que la Drôme soit à sec au niveau de la confluence avec le Rhône (phénomène observé durant plusieurs étés au cours de notre étude), phénomène dû entre autres, au prélèvement agricole pour l'irrigation. Ceci est nuisible à la survie des espèces vivant au niveau de la confluence en période estivale et empêche la remontée des poissons.

VI.2.2. Le pH

Le pH des eaux de la Drôme est alcalin (figure 21). Il reste assez stable durant le cycle annuel d'étude et varie peu entre les sites (7,5 à 8,0). Les valeurs sont sensiblement plus importantes en été du fait de l'abondance des végétaux aquatiques (périphyton, macrophytes) à cette saison et d'une activité photosynthétique concomitante plus importante.

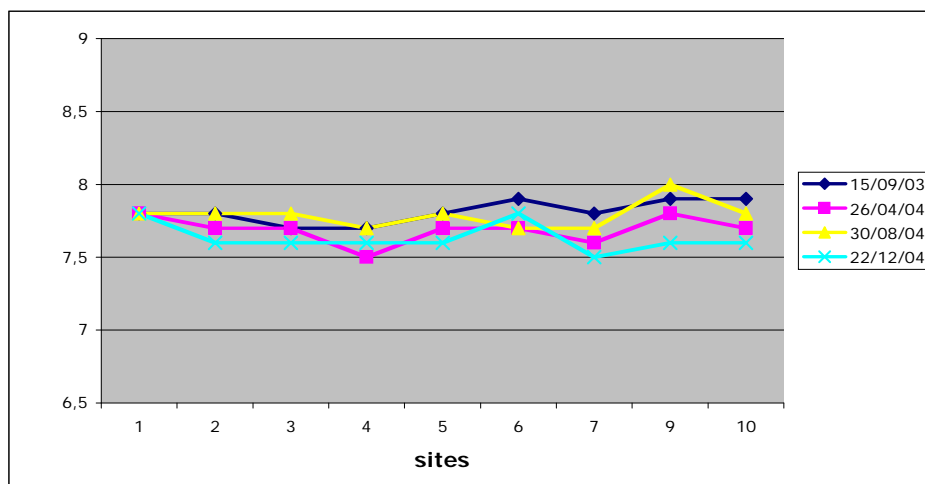


Figure 21 : pH de l'eau sur les différents sites

Les eaux sont compatibles avec la vie piscicole pour des pH compris entre 5 et 9 (Rodier, 1989). Toutes les valeurs du pH enregistrées durant notre période d'étude sont inférieures à 8,0 ce qui classe les eaux de la Drôme pour ce paramètre en « très bonne » qualité pour la biologie (tableau 27).

Tableau 27 : Aptitude à la biologie en fonction du pH (données du SEQ-Eau)

| Classe d'aptitude | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
|-------------------|------|------|-------|--------|-------|
| Indice d'aptitude | 80 | 60 | 40 | 20 | |
| pH | 8,0 | 8,5 | 9,0 | 9,5 | |

VI.2.3. L'oxygène dissous

® Données de l'étude

Les eaux de la Drôme présentent des teneurs en oxygène dissous variables entre saisons et entre sites (figure 22).

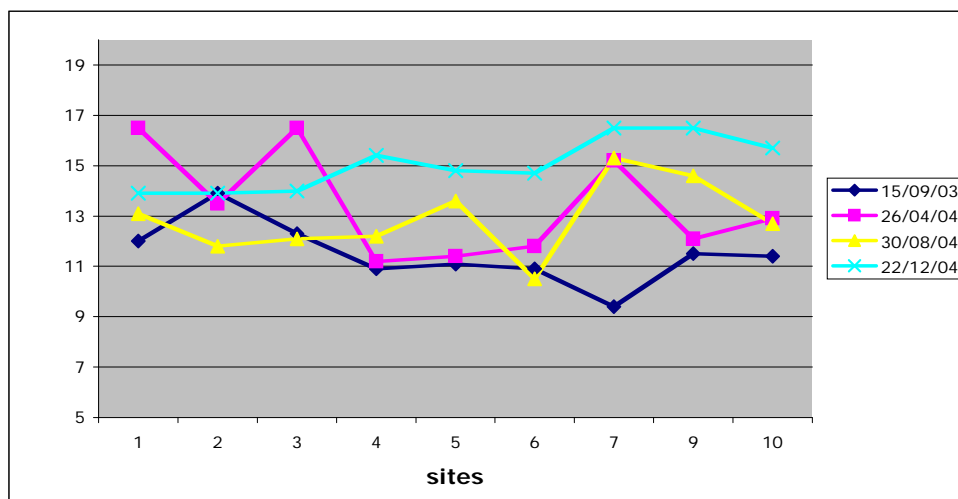


Figure 22 : Oxygène dissous de l'eau sur les différents sites en mg.l⁻¹

® Grille du SEQ-Eau :

Toutefois, quel que soit le site ou la saison, l'eau de la Drôme est bien oxygénée, les valeurs étant toujours supérieures à 8 mg.l⁻¹. Elles correspondent au niveau du SEQ à des eaux de « très bonne » qualité (classe bleue) (tableau 28).

Tableau 28 : Aptitude à la biologie en fonction du taux d'oxygène (données SEQ)

| Classe d'aptitude | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
|--|------|------|-------|--------|-------|
| Indice d'aptitude | 80 | 60 | 40 | 20 | |
| Oxygène dissous (mg.l ⁻¹ O ₂) | 8 | 6 | 4 | 3 | |

L'évolution saisonnière des teneurs en oxygène dissous est liée à celle des températures. En hiver, l'eau étant plus fraîche, elle est plus oxygénée. Inversement en été avec l'augmentation des températures, l'eau est moins bien oxygénée. En revanche, les fluctuations inter-sites sont difficilement interprétables du fait que les mesures ont été faites à des heures différentes de la journée. En effet, les teneurs en oxygène dissous sont susceptibles d'évoluer au cours de la journée avec l'augmentation à la fois de la température de l'eau (désoxygénation) et de l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques (oxygénation). De plus, les conditions d'écoulement étant différentes entre sites (vitesse du courant, turbulence...), elles génèrent des conditions de brassage de l'eau et d'oxygénation différentes également.

A une pression atmosphérique « normale » (1013 millibars) et à la température de 12°C (température de la Drôme une bonne partie de l'année), la saturation en oxygène dissous dans l'eau (100% O₂, équilibre air/eau) correspond à une teneur de 10,8 mg.l⁻¹ d'O₂. Les teneurs obtenues étant de 14 à 16,5 mg.l⁻¹, elles correspondent à des sursaturations en oxygène dissous de 140 à 150%. Ces valeurs proviennent vraisemblablement des bonnes conditions de brassage de l'eau et, à certaines périodes de l'année, d'une forte contribution des végétaux aquatiques.

Pour ce paramètre, l'eau est donc « très bonne » en terme de qualité pour la biologie aquatique. De plus, même en période estivale où l'eau est plus chaude et moins brassée, toutes les valeurs sont supérieures à 8,0 mg.l⁻¹. Les auteurs (Nisbet et Verneaux, 1970) s'accordent à admettre que les limites inférieures d'aptitude sont de 5,0 mg.l⁻¹ pour les Cyprinidés et 6,0 à 7,0 mg.l⁻¹ pour les Salmonidés.

® Données de l'Agence de l'Eau

Les données de l'agence de l'eau indiquent des valeurs toujours supérieures à 8,0 mg.l⁻¹ quelle que soit la station ou la date de prélèvement. Le taux de saturation est toujours égal ou supérieur à 100% ce qui offre aux poissons une eau de très bonne qualité toujours suffisamment oxygénée.

VI.2.4. Matières en suspension

® Données de l'étude et grille du SEQ-Eau

Les matières en suspension sont relativement faibles quel que soit la saison ou le site (figure 23). Notons cependant le pic sur le site 4 obtenu le 30 août 2004 ainsi que des valeurs plus importantes sur tous les autres sites aval à cette période.

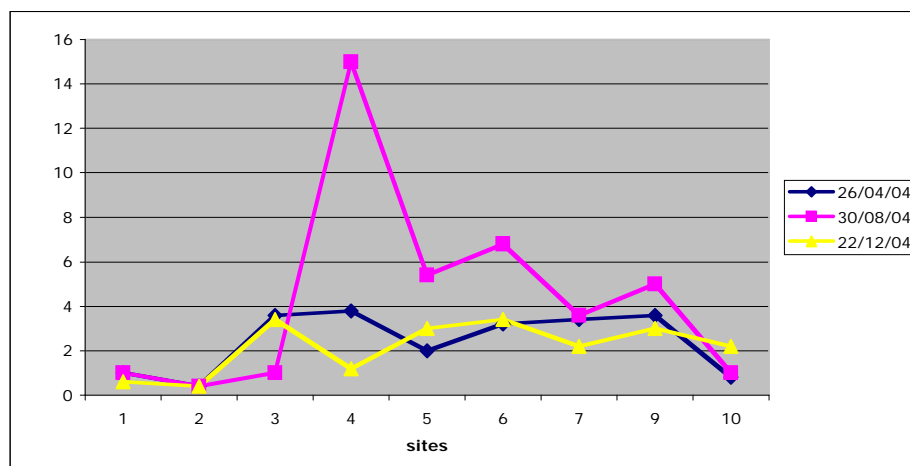


Figure 23 : Matières en suspension dans l'eau sur les différents sites en mg.l⁻¹

D'après le SEQ-Eau, l'eau de la Drôme est de « très bonne » qualité pour ce paramètre, toutes nos valeurs étant inférieures à 25 mg.l⁻¹ (tableau 29).

Tableau 29 : Aptitude à la biologie en fonction de la matière en suspension (données du SEQ-Eau)

| Classe d'aptitude | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
|---------------------------|------|------|-------|--------|-------|
| Indice d'aptitude | 80 | 60 | 40 | 20 | |
| MES (mg.l ⁻¹) | 25 | 50 | 100 | 150 | |

Des teneurs importantes en particules fines en suspension peuvent être néfastes aux peuplements ichthyologiques. En effet, en sédimentant elles compromettent directement le développement des œufs et réduisent le stock de nourriture disponible. Ces phénomènes se produisent dans le cas de pollutions mécaniques ou dans des conditions naturelles particulières comme dans certains cours d'eau de montagne. Ce facteur peut être considéré comme limitant, à la fois de l'installation et du développement de la faune benthique et piscicole, avec risque de colmatage des branchies.

Le pic observé dans notre étude peut être expliqué par les orages ayant précédé le prélèvement provoquant un lessivage du bassin versant et/ou une remise en suspension des sédiments du fond du cours d'eau. L'autre facteur à signaler est l'action des touristes en été.

En réalisant des « mini-barrages » avec les galets du cours d'eau, ils ralentissent l'écoulement de l'eau, et en se baignant ils favorisent la remise en suspension des particules fines augmentant ainsi les teneurs en MeS vers l'aval. Cette modification de l'écoulement de l'eau crée des conflits entre les touristes et les locaux (pêcheurs). Le SAGE doit prendre en compte cet usage particulier qui se traduira par des actions de surveillance afin que les touristes ne réalisent pas ce type de structure.

® Données de l'Agence de l'Eau

Les données disponibles de l'Agence de l'Eau se situent en majeure partie entre 2 et 10 mg.l⁻¹ de matières en suspension. En revanche, on note certaines valeurs élevées (153 mg.l⁻¹ le 09/10/2001 à Livron, 45,6 mg.l⁻¹ le 19/03/2003 à Ponet et Saint-Auban), valeurs compatibles avec le statut de rivière de montagne et corrélées avec les crues.

VI.2.5. Nitrates

® Données de l'étude et de l'Agence de l'Eau

Les valeurs en nitrates sont comprises entre 3,5 et 7,5 mg.l⁻¹ (figure 24). On observe une légère augmentation d'amont en aval. Ces données sont comparables avec celle de l'Agence de l'Eau qui relève par exemple, un taux de 6,3 mg.l⁻¹ à Loriol en août 1996, 5,9 mg.l⁻¹ à Loriol en juillet 2003 et 4,6 mg.l⁻¹ à Alex en août 1996 (site internet de Réseau RMC). Les eaux de la Drôme sont de qualité « bonne » pour ce paramètre (Réseau National de Bassin RMC, 2001b).

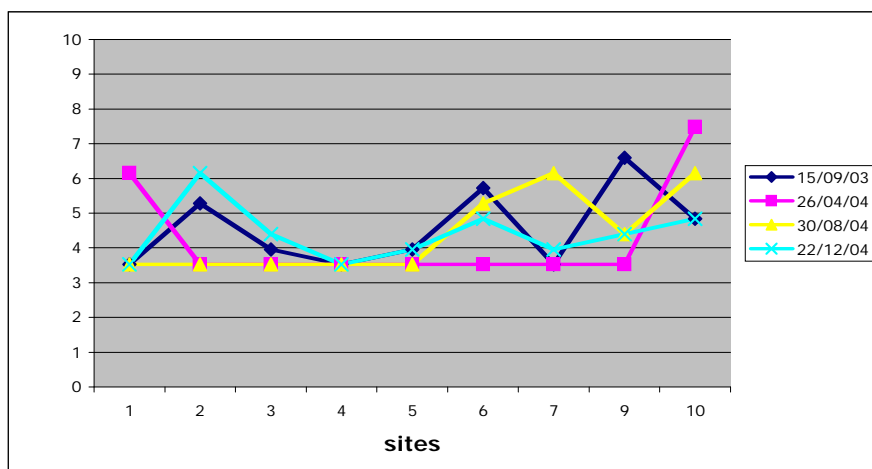


Figure 24 : Teneurs en nitrates sur les différents sites en mg.l⁻¹

Dans les eaux naturelles non polluées, les teneurs de nitrates sont très variables selon la saison et l'origine des eaux. Elles peuvent varier de 1 à 15 mg.l⁻¹ et une concentration de 2 ou 3 mg.l⁻¹ est tout à fait normale (Nisbet et Verneaux, 1970). En effet, les nitrates existent naturellement dans les sols et les eaux et proviennent de l'évolution normale de la matière organique sous l'influence des micro-organismes du sol. Les valeurs enregistrées sur la rivière Drôme résultent vraisemblablement d'apports en éléments fertilisants azotés, la plaine de la Drôme étant agricole avec de nombreuses cultures et de l'élevage.

Cette faible pollution par les nitrates est notée dans le SAGE Drôme, l'eau potable de six communes ayant été affectée par cet élément. Des efforts restent à fournir pour faire baisser ces teneurs en améliorant les bâtiments d'élevage, en canalisant les effluents et en optimisant l'épandage.

VI.2.6. Sulfates

® Données de l'étude

Durant la période d'étude, les teneurs en sulfates varient entre 4,9 et 48 mg.l⁻¹ (figure 25). Elles suivent des évolutions « amont-aval » identiques lors des quatre campagnes de mesures. Ainsi, les teneurs les plus importantes sont obtenues sur les sites 4 et 5, les plus faibles au niveau des stations amont (1 à 3).

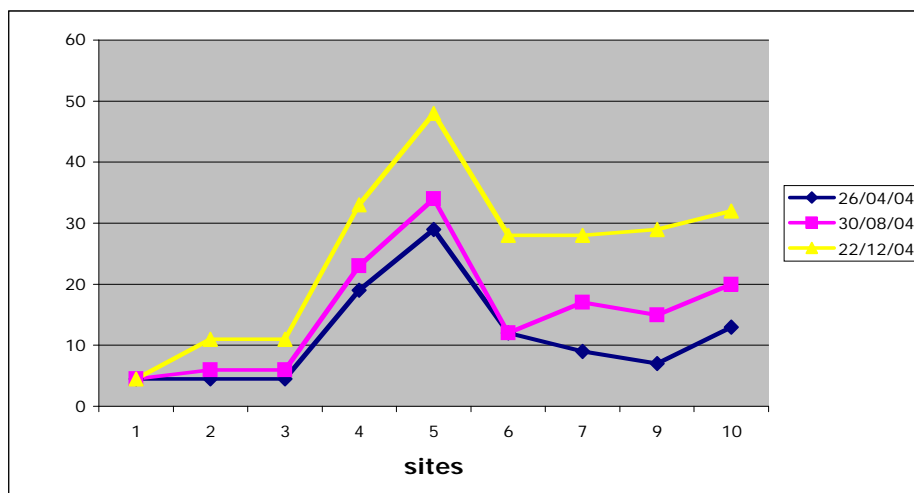


Figure 25 : Teneur en sulfates sur les différents sites en mg.l⁻¹

La concentration en ion sulfate des eaux naturelles est très variable (Rodier, 1989). La nature géologique régionale joue un rôle prépondérant ainsi que certains effluents industriels

et urbains. Les valeurs enregistrées sur la Drôme sont relativement faibles et ne traduisent pas la présence de perturbations.

® Données de l'Agence de l'Eau

On ne dispose que de très peu de données de l'Agence de l'Eau. Les valeurs se situent pour la plupart entre 20 et 30 mg.l⁻¹, traduisant une eau de bonne qualité pour ce paramètre.

VI.2.7. Phosphates

® Données de l'étude

Les valeurs obtenues lors de l'étude semblent excessives (figure 26). En effet, elles se situent entre 0,2 et 1,3 mg.l⁻¹, soit des teneurs 10 fois supérieures à celles acquises dans le cadre du RNB (tableau 30). Le dosage de cet élément est parfois délicat à l'aide de kit d'analyse (communication personnelle J-C Boisson) et pourrait être à l'origine de nos résultats.

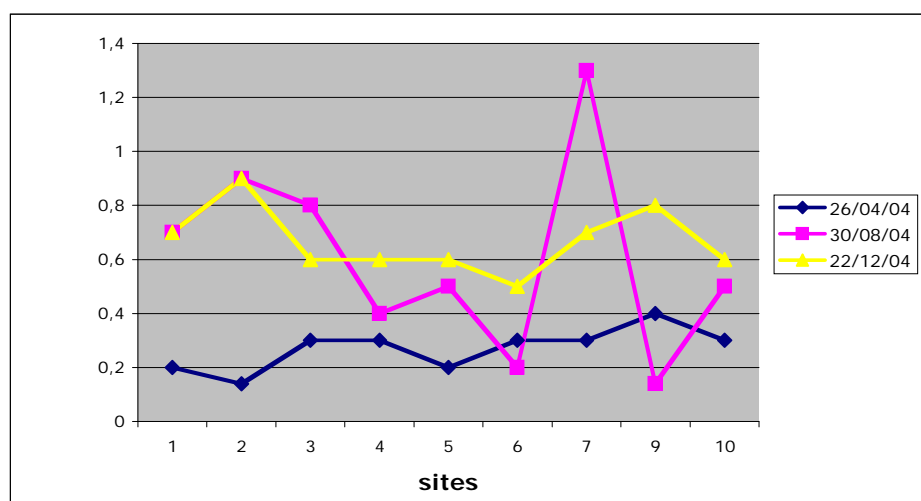


Figure 26 : Teneur phosphates sur les différents sites en mg.l⁻¹

® Données de l'Agence de l'Eau

En se référant uniquement aux données du RNB, les eaux de la Drôme sont de très bonne qualité biologique pour ce paramètre avec des valeurs comprises entre 0,01 et 0,1 mg.l⁻¹ toutes stations confondues (tableau 30).

Tableau 30 : Aptitude à la biologie en fonction du taux de phosphates

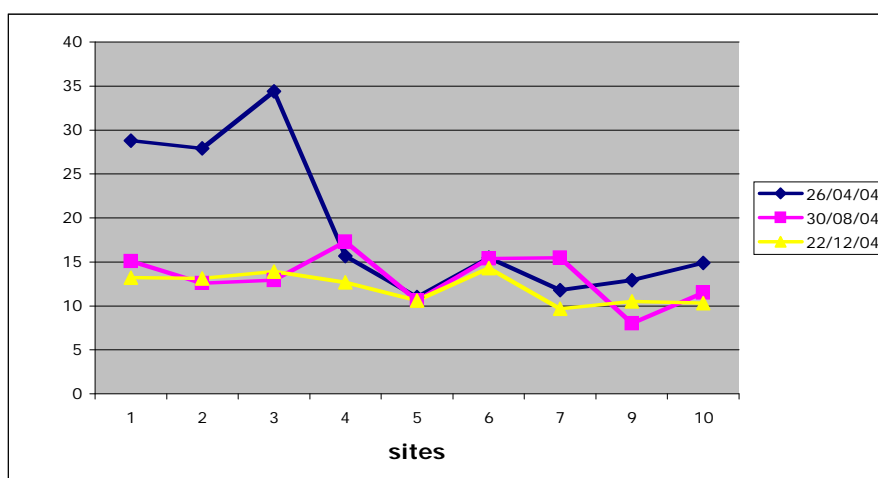
(données du SEQ-Eau)

| Classe d'aptitude | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
|----------------------------------|------|------|-------|--------|-------|
| Indice d'aptitude | 80 | 60 | 40 | 20 | |
| Phosphates (mg.l ⁻¹) | 0,1 | 0,5 | 1 | 2 | |

VI.2.8. Dureté**® Données de l'étude et données de l'agence**

La dureté est un caractère naturel lié à l'origine des terrains géologiques du bassin versant et traduit la teneur en calcium et magnésium des eaux.

Les valeurs enregistrées durant la période d'étude varient pour la plupart entre 10 et 20°F, ce qui correspond à une eau de dureté moyenne (figure 27). Elles diminuent très sensiblement de l'amont vers l'aval. Nos valeurs se situent dans les mêmes gammes que celles de l'Agence de l'Eau (environ 20°F).

**Figure 27: Dureté des eaux de la Drôme en °F**

La dureté n'est pas un critère dans l'aptitude biologique de l'eau à la vie piscicole.

VI.3. Comparaisons avec les données de l'Agence de l'Eau

Pour les autres paramètres, nous nous sommes référés aux données de l'Agence de l'Eau. Les deux stations étudiées présentent une « très bonne » qualité pour le paramètre hydrobiologique d'invertébrés benthiques (IBGN). La qualité des eaux est « bonne » pour le paramètre « métaux sur bryophytes » et de « très bonne » qualité pour les paramètres « pesticides sur eau » et « micropolluants organiques sur tous supports » (Réseau National de Bassin RMC, 2003).

Concernant l'eutrophisation, le bassin de la Drôme est fragilisé par l'étiage estival et les prélèvements d'eau (Réseau National de Bassin RMC, 2004). Globalement en France, l'eutrophisation s'est développée dans les cours d'eau avec proliférations de phytoplancton ou de végétaux fixés (ENGREF, 2000). Dans la Drôme, on note cependant une amélioration entre les années 1998-1999 et 2002, puis une forte dégradation en 2003 (Réseau National de Bassin RMC, 2004). Le service « rivière et observatoire de la Communauté de Commune du Val de Drôme » nous a contacté en août 2003, nous demandant de réaliser des prélèvements, tellement la situation leur semblait préoccupante. De fortes précipitations sont apparues immédiatement après cette demande, ce qui a stoppé le phénomène de prolifération et a nettement amélioré la situation. Ces variations seraient expliquées par les conditions hydrologiques et météorologiques particulières de cette année d'extrême sécheresse. Les variations climatiques qui semblent se dessiner (augmentation des températures et étiages plus prononcés) pénalisent les cours d'eau et favorisent les proliférations végétales, alors que par ailleurs des efforts importants d'assainissement ont été faits sur les bassins. L'AFFSSA étudie les risques sanitaires liés à ces efflorescences.

Ce phénomène est d'autant plus préoccupant, que sont apparues depuis l'été 2003 des proliférations de cyanobactéries dans certaines rivières comme les Gorges du Tarn. Les cyanobactéries sont des êtres vivants, unicellulaires, procaryotes, qui possèdent des pigments photosynthétiques identiques à ceux que l'on trouve chez les plantes supérieures. Dans les milieux d'eau douce, les cyanobactéries synthétisent des toxines appelées cyanotoxines, dangereuses pour l'homme et l'animal. La présence de biotoxines de micro-algues et de cyanobactéries touche différents écosystèmes d'eaux marines, d'eaux saumâtres et d'eaux douces. Il s'agit d'un phénomène naturel qui présente une expansion universelle depuis les dix ou vingt dernières années. Des intoxications animales ont été observées dans le monde entier : Australie, Amérique, du Sud, Amérique du Nord et au nord et au sud de l'Europe

(Chorus et Bartram, 1999). Ce phénomène n'a pas encore été décrit dans la Drôme et reste un phénomène à surveiller.

VI.4. Les données piscicoles

Dans la première partie de ce chapitre, nous avons vu que les eaux de la Drôme sont pour la plupart des paramètres de « bonne » ou « très bonne » qualité.

Le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) réalise régulièrement des pêches électriques le long de la rivière Drôme et de ses affluents où il possède une vingtaine de stations. On retrouve notamment :

- sur la Drôme : Aix-en-Diois, Alex, Beaumont-en-Diois, Die, Eurre, Espenel, Lorient-sur-Drôme, Recourbeau-Jansac et Valdrôme ;
- sur le Bez à Châtillon-en-Diois ;
- sur la Gervanne à Miribel-et-Blacons et Omblèze ;
- sur la Sye à Aouste-sur-Sye, Cobonne...

Les pêches n'ont pas lieu tous les ans sur tous les sites. En 2003, par exemple, le CSP a réalisé des pêches électriques sur la Drôme à Eurre et Beaumont-en-Diois, sur la Sye à Cobonne et Gigors-et-Lozeron, et sur la Gervanne à Miribel-et-Blacons. Lors de ces pêches, le CSP réalise soit un inventaire des espèces soit une pêche partielle. Les pêches partielles ne nous permettent pas d'évaluer la biomasse.

Concernant les loutres, la qualité de l'eau doit être compatible avec une bonne productivité piscicole afin de fournir à la loutre des ressources alimentaires suffisantes tout au long de l'année (De la Gorce, 1995). On considère généralement que la biomasse piscicole minimale permettant la survie de la loutre est de 50 kg.ha⁻¹ et que la biomasse piscicole minimale permettant d'assurer la reproduction est de 135 kg.ha⁻¹ (Weber, 1990).

Cette donnée n'est pas disponible pour la rivière Drôme. Il serait intéressant de réaliser, au moins en aval de la rivière Drôme, dans la réserve des Ramières, une évaluation de la biomasse. En revanche, cette quantité de poissons est variable suivant le nombre d'individus peuplant un territoire.

VII. Comparaison du taux de PCBs dans les épreintes deux populations de loutres, en Alsace et en Ardèche

VII.1. Objectifs

Au cours de notre étude, nous avons collaboré avec le Centre de Reproduction et de Réintroduction des Cigognes et des Loutres d'Hunawihhr. En 1998, le centre a réintroduit six loutres (trois mâles et trois femelles) en plaine alsacienne entre Colmar (Haut-Rhin) et Sélestat (Bas-Rhin), sur une période de trois ans. Ces loutres ont été suivies par télémétrie pendant un an et ensuite seuls les indices de présence permettent d'apprécier l'état de la population et la dispersion des individus (Mercier, 2004a).

Nous avons donc voulu réaliser une comparaison du taux de contamination des épreintes entre deux populations à statut différent : les loutres d'Ardèche (population naturelle) et les loutres d'Alsace (population réintroduite) afin d'évaluer si ces populations sont soumises à des pressions de pollution semblables ou différentes et si cette pollution a un impact sur leur reproduction. Les comparaisons ont été réalisées entre zones (Ardèche versus Alsace), puis site par site, rivière par rivière et « animal par animal ».

VII.2. Article n°3

Comparison of PCB levels in spraints of two populations of otter (*Lutra lutra*) in France: the Ardèche population and the reintroduced population of Hunawihr (Alsace)

Alexandra Mazet ⁽¹⁾, Laurent Mercier ⁽²⁾, Lionel Jacob ⁽³⁾, Gérard Keck ⁽¹⁾, Philippe Berny ⁽¹⁾

(1) Department of Biology, Toxicology Laboratory ENVL, 1 av. Bourgelat, F-69280 Marcy L'Etoile, France

(2) Centre de Reproduction de la Loutre d'Europe de Hunawihr, route de Ribeauvillé, F-68150 Hunawihr, France

(3) Centre Ornithologique Rhône- Alpes, 32 rue Sainte Hélène, F-69002 Lyon, France

Correspondence to A.Mazet, a.mazet@vet-lyon.fr, 0033-478872630, fax 0033-78878012

Keywords

Otter (*Lutra lutra*); spraints; polychlorinated biphenyls; pollution; France

1. Introduction

In the late 1950s and 1960s, otter (*Lutra lutra*) populations have declined markedly in Europe. Between physical threats, habitat destruction, traffic accidents and fish nets, polychlorinated biphenyl (PCBs) pollution is considered to be one of the major factor in this decline (Mason, 1989).

In France, otter populations are extinct in the northern and eastern parts of the country but the species is still thriving on the Atlantic coast and in the Massif Central, where a population expansion has even been recorded recently (Fonderflick, 1995; Rosoux, 1995). Recent studies show that otter populations are in expansion and some areas are conquered again (Rosoux and Green, 2004; Etienne, 2005), like in Ardèche area (Bendelé, 2001).

In 1998, an experiment of reintroduction was initiated in Alsace thanks to the authorization of the Environment Ministry. Six otters (three males and three females) were released for three years and were studied by telemetry during one year. Afterwards, only signs of presence (spraints) give us information about the population distribution, including six adults and some suspected descendants (Mercier, 2004).

Because tissues are less available for analysis, spraints of otters are used to detect exposition to pollutants, as PCBs. Many authors have shown good correlation between PCBs concentrations in spraints and the status of the population (Mason *et al.*, 1992; Mason and Macdonald, 1993; O'Sullivan *et al.*, 1993; Mason and Macdonald, 1994).

The aim of the present study was to compare the contamination of spraints by PCBs of two different populations of otters in France and to identify region or parts of catchments where PCBs may still be posing a threat to otters.

2. Materials and methods

2.1. Study area and spraint samples

The study was carried out in two regions of France: in Ardèche (Rhône-Alpes region – Centre area of France) and around the breeding Center of Hunawihir (Alsace – eastern part of France) (Map 1).

In Alsace, 8 rivers were surveyed for otters between August 2003 and November 2004. These rivers are: Altenbach, Fecht, Hollockgraben, Horgiessen, Ill, Orch, Riedbrunnen and Weiss (map 2). In Ardèche, 2 rivers were surveyed for spraint samples in February 2004 and February 2005: the Ardèche river and the Chassezac (a tributary of Ardèche) (Map 1).

Scats were collected from each positive site, ground and kept frozen (-20°C) until further analysis.

2.2. Chemical analysis

For each spraint sample, 1,0 g was taken and 30 ml of hexane/acetone 75/25 mix was added. Each sample was blended with an Ultraturrax® (Ika, Werke, Germany). The supernatant was removed and filtered through a phase separator membrane. The extract was evaporated at 60°C in a rotary evaporator. The dry extract was dissolved in 10 ml hexane.

Two ml of fuming sulphuric acid (SO₃ 7%) were added and the test tube was shaken immediately. After centrifugation at 3,000 rpm for 10 min, 1 ml of the supernatant was added to 1 ml of 2% potassium hydroxide in ethanol for PCB analyses. The tubes were placed in a water bath at 50°C for 30 min. At the end of this period, 2 ml ultrapure water were added, the samples were vortexed and centrifugated once again for 10 min. Samples underwent another acid hydrolysis with 1 ml sulphuric acid. After a final centrifugation, the final supernatant was removed and kept frozen until further analysis.

A gas chromatograph Hewlett-Packard HP5890 series 2 equipped with an electron-capture detector was used. A Restek® Rtx-5 column (Macherey-Nagel, Hoerdt, France) 60 m-long with 0.25-mm internal diameter and 0.25- μ m film thickness was used. The temperature program was: 2 min at 75°C, then 15°C/min up to 150°C, from 150 to 265°C at 1.2°C/min, then 25°C/min up to 300°C. Total duration of analysis was 110 min. Injection was performed automatically with an automatic injector (HP 6890). For each run, 2 μ l were injected and each run was followed by a 15-min rinse at 300°C. Each sample was run in duplicate.

Total PCB concentration was calculated as the sum of 16 individual peaks (IUPAC n°28, 52, 77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 153, 156, 169, 170, 180 and 187). All standards were purchased from CIL (St Foy la Grande, France) and purity was > 99%. Linearity was determined between 5 and 100 ng/g ($r^2 > 0.99$ on standards and spiked samples). Limits of detection were between 0.5 and 1.0 ng/g for individual congeners (Mazet *et al.*, 2004).

The percentage of lipid in spraints was determined by soxhlet extraction Soxtec®.

2.4. Statistical analysis

PCBs concentrations between groups (zones, sites or rivers) were compared using non-parametric multiple comparison tests. The Kruskal-Wallis test and the Mann-Whitney-Wilcoxon test were used to detect significant differences of PCB levels among spraints using Stat View 5.01 (Sas Institute, Cary North Carolina). Whenever a significant difference was detected among sites by the Kruskal-Wallis test, 2x2 comparisons by means of the Mann-Whitney test were used to identify groups with means significantly different.

3. Results and discussion

A total of 121 spraint samples was analysed for PCBs residues, including 98 spraints of Alsace and 23 spraints of Ardèche.

The different concentrations of PCBs ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) are presented in Table 1. The means of PCBs were significantly different among 2 zones (Ardèche and Alsace) (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). The Ardèche zone had significantly lower mean PCB contents in scats than the Alsace region. In other words, Ardèche otters are less exposed to PCBs.

In the Ardèche region, PCBs level were significantly higher in the scats from Ardèche river compared to scats from the Chassezac (Mann-Whitney-Wilcoxon test, $p = 0.05$). Chassezac is a more preserved river, with less cities, less inhabitants and less tourists in the summertime than the Ardèche river (kayak, rafting...).

In the Alsace region, each sample was classified by site and river. 15 sites were indexed like forest of Colmar, otter park, road D. 424, road D. 106... No difference of pollution was detected between sites.

On the other hand, PCB concentrations in spraints showed a significant difference between rivers. The Altenbach river is significantly less polluted than the others. In the analysis of the 4 rivers with number of spraints > 8 , Altenbach appeared significantly less polluted and no difference was found between Weiss, Fecht and Riedbrunnen. These results agree with the data of the Water Agency on the quality of water.

We tried to classify spraints of Alsace by animal, in order to evaluate the contamination of each individual, but the territory of each animal is difficult to determine. Data were pooled arbitrarily, based on the telemetric data, cubs birth, theoretical size of territories (30 to 40 km of river for a male) and freshness conditions of spraint discovery. We found four groups by considering these conditions. Map 3 shows these groups, each one having a different colour. The difference is significant between suspected territories (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$) with group 2 (red) less polluted and group 3 (orange) more polluted.

In conclusion, contamination is different according to zones, according to rivers and according to suspected individuals. Otters are not exposed to the same concentrations of PCBs depending on their living area.

Mason and Macdonald (1993) postulated PCB levels in spraints that may be of importance in relation to otter conservation. These values were based on a single compartment model, relating levels in spraints to tissue levels which cause reproductive failure in mink (*Mustela vison*) given PCBs in their diet.

(i) *Critical levels* : concentrations in spraints $> 16 \text{ mg.kg}^{-1}$ (lipid weight)

(ii) *Levels of concern* : concentration in spraints $> 9\text{-}16 \text{ mg. kg}^{-1}$ (lipid weight)

(iii) *Maximum allowable concentration*: concentrations less than the level of concern but greater than the no effects level

(iv) *No effects level*: concentration $< 4 \text{ mg. kg}^{-1}$ (lipid weight)

All published data are in mg.kg^{-1} lipid weight and only Mason et al. (1992) give the percentage of lipids in the spraints of their study (1.3111 +/- 0.127 % of fat). We measured the percentage of lipids in spraints of our study (0.87 +/- 0.23 % of fat), in order to compare our value with those of the literature.

According to the levels of concern, Ardèche spraints have the maximum allowable concentration. The geometric means for the Alsace region were above the level where adverse effects on otter reproduction are predicted. Grandjean and De Alencatro (1995) showed that PCBs concentrations in fish of Alsace rivers were above the tolerable limit. These results are interesting because reproduction was suspected at the beginning of the reintroduction program in 2000 and 2001 (Renaud, 2001). In the breeding Centre of Hunawihhr, otter contamination with PCBs is very weak ($10.24 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight in food and $7.7 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight in spraints) (Mazet, 2002). Just after the reintroduction, the reproduction was not yet affected by

the PCB levels in the Alsace rivers. It would be interesting to know if births still take place, seven years after the reintroduction, with the measured concentrations of our study.

In conclusion, different otters are not exposed to the same pollution between zones and rivers of the same catchment. Spraints of Ardèche are less polluted and the population has a good development and are in expansion. Concentrations in Alsace are above the critical levels but the status of otters is not really known. If reproduction is confirmed in the next few years, the threshold values could be revised.

In Drôme, otters disappeared since 1982 but it could be possible that otters from Ardèche colonize Drôme, acrossing the Rhône. The current concentrations of pollutants in the Drôme River should not pose a serious threat to the otters, and such chemical contamination should not be a limiting factor for recolonization (Mazet *et al.*, 2005).

Our study also pleads for pre-introduction studies, since PCB monitoring in fish would certainly have result in a different selection of sites (for instance Alsace sites would have been discarded).

Acknowledgements:

We would like to thank the CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes), the Breeding Centre of Otter (Hunawuhr) and the Rhône-Alpes region for their collaboration and financial contribution to this study.

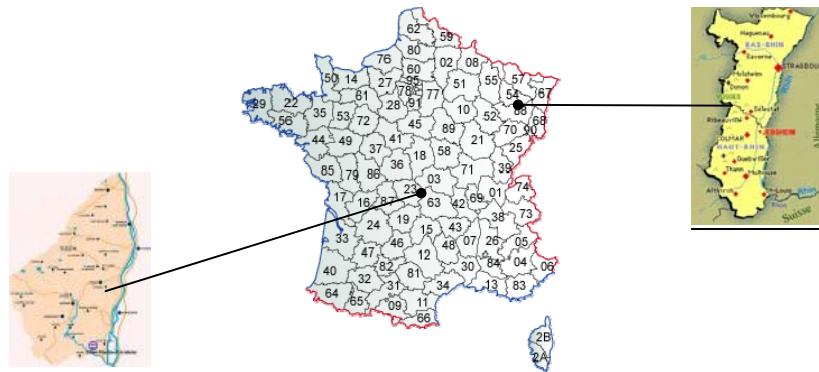
References

- Bendelé, 2001. Répartition de la loutre (*Lutra lutra*) dans le département de l'Ardèche – actualisation, CORA. Région Rhône-Alpes, 73 p.
- Etienne P., 2005. La loutre d'Europe. Delachaux et Niestlé, Paris, 192 p.

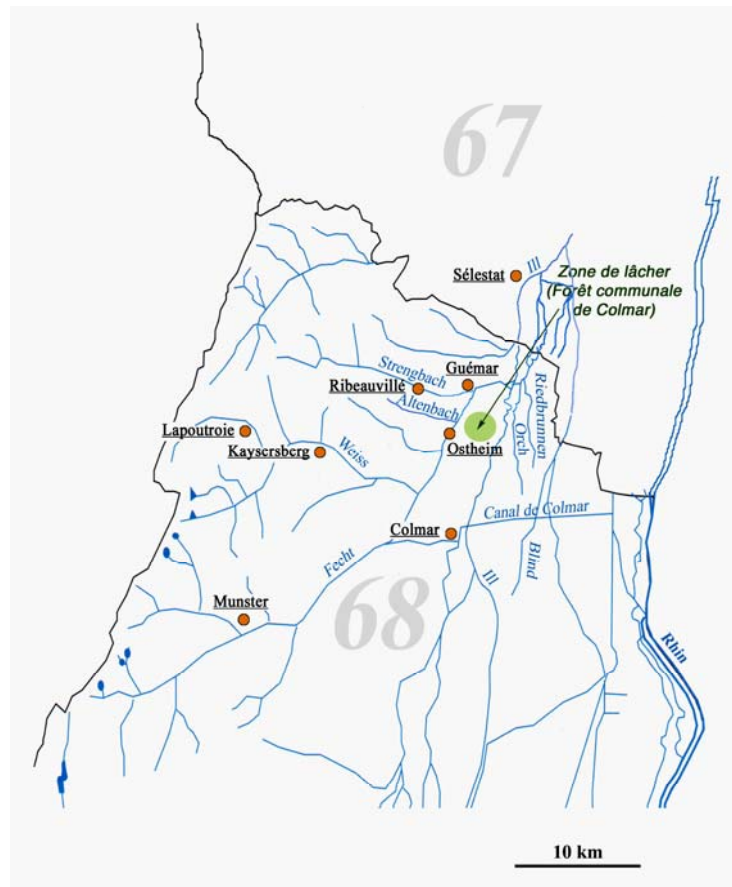
- Fonderflick, J., De Kermabon, J., Libois, R., Baffie, P., Rosoux, R., Tournebize, T., 1995. Evolution récente du statut de la loutre dans le Parc National des Cévennes. Cah. Ethol. 15, 233-238.
- Grandjean D, De Alencastro L.F., 1995. Détermination des polychlorobiphényles (PCBs) dans les poissons des rivières d'Alsace (France). Ecole Polytechnique Fédérale de Lauzanne, Lauzanne, 29 p.
- Gutleb A.C., Kranz A., 1998. Estimation of polychlorinated biphenyl (PCB) levels in livers of the otter (*Lutra lutra*) from concentrations in scats and fish. Water, Air and Soil Pollution, 106: 481-491.
- Mason, C.F., 1989. Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra*, 32: 97-131.
- Mason C.F., Macdonald S.M., Bland H.C., Ratford J., 1992. Organochlorine pesticide and PCB contents in otter (*Lutra lutra*) scats from western Scotland. Water Air Soil Pollut., 64: 617-626.
- Mason, C.F., Macdonald S.M., 1993. Impact of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters (*Lutra lutra*): a study from western Britain. Sci. Total Environ., 138: 127-145.
- Mason, C.F., Macdonald, S.M., 1994. PCBs and organochlorine pesticide residues in otters (*Lutra lutra*) and in otter spraints from SW England and their likely impacts on populations. Sci. Total Environ. 144: 305-312.
- Mason C.F., Madsen A.B., 1993. Organochlorine pesticides and PCBs in Danish otters (*Lutra lutra*). Sci. Total Environ., 133: 73-81.
- Mason C.F., Lodé T., 1992. Analyse de la concentration des résidus de pesticides organochlorés et PCBs dans les fécès de la loutre *Lutra lutra* dans la région des Pays de Loire. Bull. Sc. Nat. Ouest de la France, 14 (4):109-112.

- Mazet A., 2002. Relation entre la pollution par les polychlorobiphényles et les populations de loutres de la région Rhône-Alpes. Diplôme d'Etudes Appliquées, Méthodes de Recherche sur l'Environnement et la Santé, Université Joseph Fourier, Grenoble, 67 p.
- Mazet A., Keck G., Berny P., 2004. PCBs in fish of the Ardèche river. Potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*). Bull. environ. Contam. Toxicol., 72 : 784-790.
- Mazet A., Keck G., Berny P., 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium and copper) in fish from the Drôme river: potential effects on otters (*Lutra lutra*). Chemosphere, *in press*.
- Mercier L., 2004. Bilan de la réintroduction de la loutre *Lutra lutra* (Linné, 1758) en Alsace (France). Bull. Soc. Histoire Naturelle et d'Ethnographie de Colmar, 65 : 117-134.
- O' Sullivan W.M., Macdonald S.M., Mason C.F., 1993. Organochlorine pesticide residues and PCBs in otter spraints from Southern Ireland. Biology and Environment. Proc. R. Ir. Acad., 93 (1): 55-57.
- Renaud J.C., 2001. Experience de réintroduction de la Loutre en Alsace. Bilan du suivi pour la période du 29/12/98 au 30/09/01. Centre de Reproduction et de Réintroduction des Cigognes et des Loutres. Hunawihir, 28 p.
- Rosoux, R., Tournebize, T., Maurin, H., Bouchardey, C., 1995. Etude de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. Cah. Ethol. 15, 195-206.
- Rosoux R., Green J., 2004. La loutre. Belin, Paris, 96 p.

Tables and figures



Map 1: Study areas : localisation of Ardèche and Alsace in France



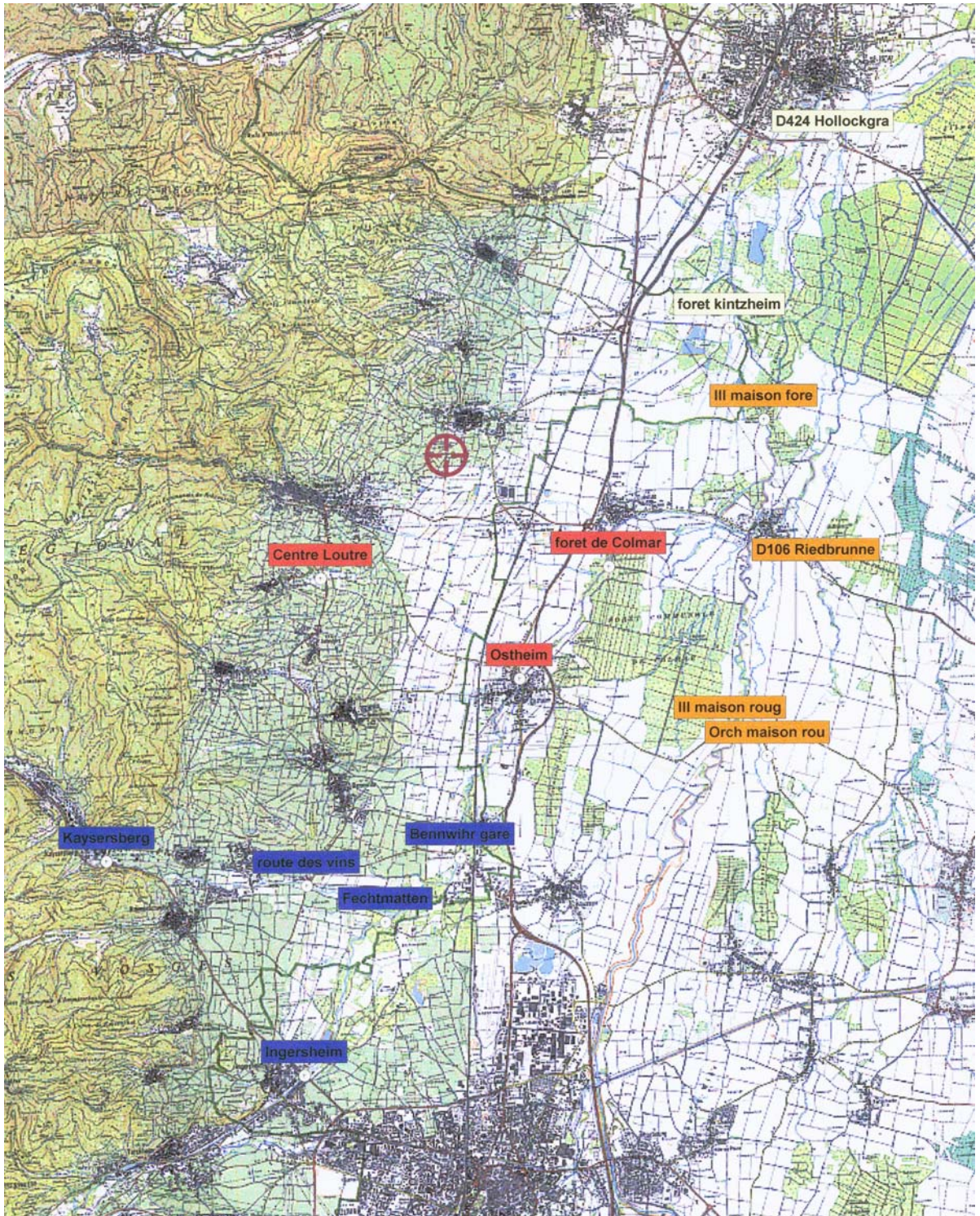
Map 2: Study area in Alsace: rivers

Table 1: Concentrations of PCBs (in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) in spraints collected in Ardèche and Alsace rivers between 2003 and 2005 (France)

| | n | PCBs (median) | Min-max |
|----------------------|----|---------------|---------------|
| Alsace | | | |
| Total | 98 | 169.1 | (21.2-685.2) |
| <i>Altenbach</i> | 27 | 114.8 | (26.8-670.1) |
| <i>Fecht</i> | 36 | 163.5 | (26.6-685.2) |
| <i>Hollockgraben</i> | 3 | 213.5 | (104.8-408.0) |
| <i>Horgiessen</i> | 1 | 132.4 | - |
| <i>Ill</i> | 5 | 143.6 | (21.2-243.0) |
| <i>Orch</i> | 3 | 310.8 | (118.6-467.2) |
| <i>Riedbrunnen</i> | 11 | 321.4 | (61.7-624.1) |
| <i>Weiss</i> | 12 | 135.2 | (61.4-624.1)) |
| Ardèche | | | |
| Total | 23 | 69.7 | (30.1-156.8) |
| <i>Ardèche</i> | 16 | 78.1 | (44.8-156.8) |
| <i>Chassezac</i> | 7 | 50.6 | (30.1-87.7) |

Table 2: Concentrations of PCBs (in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) in spraints collected in Alsace classified by suspected individual

| | n | PCBs (median) | Min-max | Colour on map 3 |
|------------------|----|---------------|---------------|-----------------|
| Total | 98 | 169.1 | (21.2-685.2) | |
| <i>Otter n°1</i> | 41 | 161.6 | (26.6-685.2) | <i>Blue</i> |
| <i>Otter n°2</i> | 33 | 113.5 | (26.8-670.1) | <i>Red</i> |
| <i>Otter n°3</i> | 19 | 271.2 | (21.2-624.1) | <i>Orange</i> |
| <i>Otter n°4</i> | 5 | 177.1 | (104.8-408.0) | <i>White</i> |



Map 3: Different territories of suspected individual

Table 2: PCB content ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ of wet weight and dry weight) in spraints

| | | Spraints | PCB ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ of wet weight) (min / max) | PCB (mg.kg^{-1} of lipid weight) (min / max) |
|------------------------------|-------------------------------|----------|---|---|
| <i>Our study</i> * | <i>Ardèche</i> (France) | 23 | 69.7 (30.1-156.8) | 8.01 (3,46-180,22) |
| <i>Our study</i> * | <i>Alsace</i> (France) | 98 | 169.1 (21.2-685.2) | 19.43 (2,43-787,58) |
| Mason et al., 1992 | Western Scotland | 113 | | 2.06 to 19.49 (0.17-180.48) |
| Mason and Lodé, 1992 | Pays de Loire (France) | 21 | | 4.42 (0.90-12.40) |
| Mason and Madsen, 1993 | Denmark | 19 | | 2.23 (0.36-45.95) |
| O'Sullivan et al., 1993 | Ireland | 207 | | 0.70 to 2.71 (0.02-8.26) |
| Mason and Macdonald, 1994 | SW England | 167 | | 2.42 to 9.44 (0.18-46.55) |
| Gutleb and Kranz, 1998 | Czech Republic and Austria | 25 | | 4.0 (0.42-41.0) |

Our values * in wet weight and converted to dry weight (wet wt.=dry wt X 4) for comparison purposes

VIII. Enquête ethnozoologique : essai d'interprétation à partir d'une enquête sur la perception de la loutre

VIII.1. Introduction

Parmi les objectifs du « groupe loutre » de la Société Française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM), figure la sensibilisation du public pour cet animal menacé qu'est la loutre. Très peu d'études de ce genre ont déjà été réalisées sur la perception de la loutre. Billaud (1995) a réalisé une étude portant sur un public assez large (enfants et adultes de diverses origines socio-professionnelles), afin d'évaluer les différents types de perceptions de l'animal. Kranz (1998) a travaillé sur les conflits loutre-homme autour de plusieurs piscicultures industrielles en Europe Centrale (Autriche, Hongrie, République Tchèque et Allemagne).

Bien que nous ne parlions pas dans notre étude de réintroduction mais de recolonisation, le problème d'évaluation des opinions reste un point important et intéressant.

Ainsi en Rhône-Alpes, d'autres espèces ont été réintroduites : le Vautour fauve (*Gyps fulvus*) dans le massif des Baronnies, le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), le Castor d'Eurasie (*Castor fiber*), le Bouquetin des Alpes (*Capra ibex*) et la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) (Falk, 2001).

A notre tour, nous avons voulu réaliser un bilan d'opinion sur la loutre, non pas en vue de la réintroduction mais de la recolonisation.

Les objectifs de cette enquête ont été au nombre de deux :

- connaître l'avis des usagers de la rivière sur la pollution des eaux de la Drôme et ses affluents ;
- évaluer la connaissance et l'opinion des personnes sur la loutre.

VIII.2. Matériel et méthodes

VIII.2.1. Construction du questionnaire

Le questionnaire a été construit avec A.Vincent, ethnologue à la maison du fleuve Rhône, en s'inspirant du questionnaire réalisé par J.P. Billaud (1995).

Nous avons restreint la population cible aux usagers de la rivière tels que les pêcheurs, garde-pêche, kayakistes.

Ce questionnaire est composé de 13 questions à réponse ouverte ou réponse type questions à choix multiple (Annexe).

La première question porte sur les zones de rivières fréquentées, sachant qu'il est spécifié en tête du questionnaire que ce dernier est exclusivement dédié à des personnes fréquentant la rivière Drôme et/ou ses affluents. De la 2^{ème} à la 4^{ème} question, la personne questionnée doit indiquer son sentiment sur la pollution de la rivière, sur l'évolution de la pollution et sur les types de polluants et pollutions rencontrées au bord des secteurs fréquentés. Les 9 dernières questions abordent le sujet « loutre » : connaissance, statut, type d'alimentation, menaces et attitude à avoir face à la disparition de cet animal.

VIII.2.2. Diffusion

Ce questionnaire a été diffusé durant deux périodes (automne/hiver 2003 et automne/hiver 2004). Deux méthodes ont été utilisées :

Ⓡ durant la première saison, nous avons contacté les présidents des associations de pêcheurs de la Drôme et des affluents. Ces associations sont au nombre de sept (« les amis de la gaule loriolaise », « la gaule livronaise », « la gaule alleixoise et granoise », « les pêcheurs de la moyenne vallée de la Drôme », « la truite du désert », « la truite dioise » et « la préservatrice de la Gervanne »). Nous avons convenu avec chaque président que ce dernier diffuserait le questionnaire aux pêcheurs via les assemblées générales ou via les dépôts de vente de cartes.

Ⓡ face au très faible taux de réponses de la première saison, nous avons relancé la distribution des questionnaires durant l'automne-hiver 2004. Nous avons repris contact avec les associations de pêcheurs afin de leur demander où se situaient leurs points de vente de permis de pêche. D'autre part, nous avons pris contact avec l'ensemble des magasins vendant des articles de pêches sur la Drôme et ses affluents afin de déposer les questionnaires à la caisse des magasins.

VIII.2.3. Exploitation des résultats

L'ensemble des résultats a été exploité à l'aide du logiciel Epi-info®.

VIII.3. Résultats et discussion

VIII.3.1. Retour des questionnaires

Nous avons exploité 68 questionnaires. Le retour est assez faible par rapport à nos attentes. Les deux périodes de distribution n'ont pas été de succès égal. Suite à la distribution auprès des présidents d'association, le retour par courrier a été relativement faible et seules les personnes les plus « naturalistes » ont renvoyé le questionnaire.

La deuxième saison de distribution a été plus fructueuse, la meilleure solution restant le travail de terrain avec questionnement direct et récupération immédiate. En revanche, cette méthode de diffusion demande de passer beaucoup de temps sur le terrain. Les magasins détenteurs de permis de pêche et de nos questionnaires n'ont pas toujours bien joué le jeu. Ils n'ont pas toujours distribué le questionnaire, ne l'ont pas fait remplir sur place comme nous l'avions demandé ou même, ont perdu les questionnaires remplis. La méthode la plus efficace a été de se promener au bord des rivières, d'accoster les pêcheurs pour leur faire remplir le questionnaire.

VIII.3.2. Profil de la population interrogée

Comme nous l'avions souhaité, les réponders ont été des usagers de la rivière : des pêcheurs (84,6 %), des chasseurs (9,2 %) et des kayakistes (6,2%). Cette population est très homogène contrairement au travail de Billaud et *al.* (1995) dans lequel les populations interrogées étaient hétérogènes en âge (enfants solarisés du CM1 à la 5^{ème} et des adultes), en pratique (pêcheurs, non-pêcheurs, chasseurs et non-chasseurs) et en localisation géographique (France entière).

La population de notre étude représente une homogénéité socio-professionnelle avec une majorité d'artisans (15,6 %) et de retraités (10,9 %). D'autre part, l'échantillonnage est représentatif de l'ensemble du cours de la Drôme et de ses affluents (figure 28).

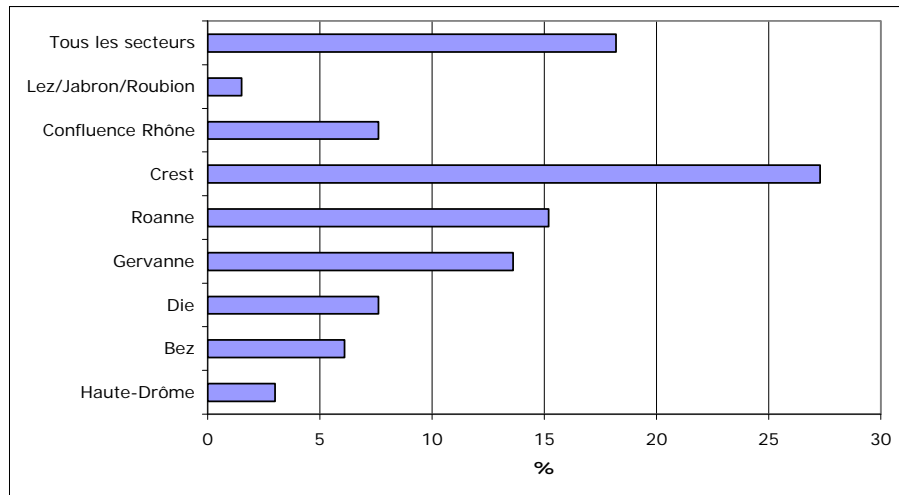


Figure 28 : Différents secteurs de pêche des personnes questionnées

VIII.3.3. Partie pollution

Les personnes interrogées ont une bonne évaluation de l'état de leurs rivières. Les réponses indiquant que la rivière est « peu polluée » ou « propre » représentent 86,8 % des opinions. Seuls 11,8 % trouvent la Drôme et ses affluents « pollués » et 1,5 % les trouvent « très pollués ». Au cours du temps, les rivières de la Drôme sont dans un état de pollution « identique » pour 56,9 % et de « moins en moins polluées » pour 21,5 %. Seuls 21,5 % trouvent que les rivières sont de « plus en plus polluées ». Ceci semble en désaccord avec le travail de terrain et les missions du SAGE. Il faudrait stratifier ces réponses en fonction de l'âge des enquêtés (donnée que nous n'avions pas jugée utile de demander). Suivant les secteurs et suivant l'âge, les personnes ont observé une amélioration de l'état du bord des rivières avec fermeture de certaines grandes décharges, élimination de décharges « sauvages » et mise en place d'un réseau de collecte des déchets et d'épuration (STEP).

D'autre part, nous avons posé une question sur les éventuels points de pollution que les personnes étaient susceptibles de rencontrer le long de la rivière. Cette question avait pour but de détecter d'éventuelles sources de rejets « sauvages » inconnues. 47,1 % des personnes déclarent connaître des sources de pollution, la majorité d'entre elles étant des décharges. Les touristes sont la deuxième source de pollution citée. On retrouve ici l'animosité régnant entre les populations locales et les populations estivales. Les touristes ont des pratiques qui déplaisent aux pêcheurs. En effet, afin de pouvoir se baigner dans une plus grande profondeur d'eau, les touristes construisent des « mini-barrages » avec des cailloux trouvés dans le cours

d'eau. Les pêcheurs détruisent ces barrages car ils perturbent l'équilibre de la vie aquatique, empêchant par exemple les poissons de remonter le cours d'eau.

Il est également intéressant de noter qu'aucune personne n'a coché la case « industrie » comme source de pollution, ce qui reflète bien cette faible industrialisation au bord de la Drôme.

VIII.3.4. Partie connaissance et perception de la loutre

VIII. 3.4.1. Connaissance générale de la loutre

85,3 % des personnes interrogées déclarent connaître la loutre, dont une majorité par le biais de la télévision (73,7 %) (figure 29). On observe ici la grande place de l'audiovisuel dans la connaissance de cet animal.

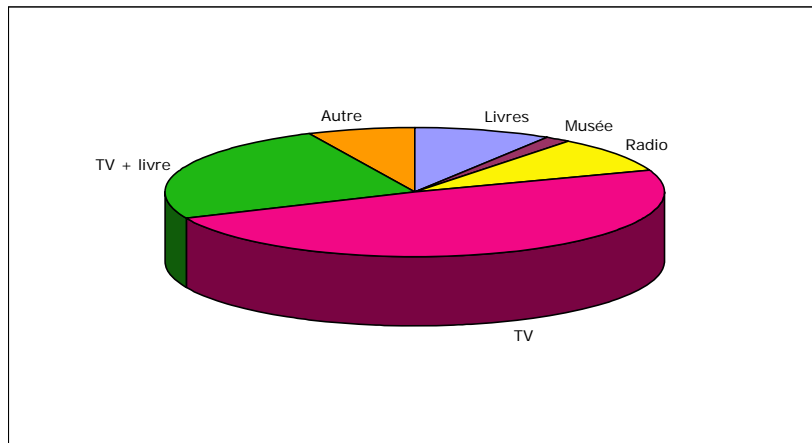


Figure 29 : Différents moyens de connaissance de la loutre

VIII.3.4.2. Milieu de vie et statut

Les différentes personnes questionnées s'accordent majoritairement sur le fait que la loutre vit dans les rivières et étangs (81 %), qu'elle est un animal rare (80,6 %) et protégé (81 %). Ces réponses démontrent que le statut des loutres est connu de tous et que les personnes savent que les populations de loutres sont rares. 5 % des répondeurs la classent en animal nuisible. On peut ici détecter cette rivalité entre l'animal piscivore et le pêcheur. En ayant eu plus de répondeurs, on aurait sans doute augmenté ce pourcentage. En effet, certaines personnes ont refusé de répondre au questionnaire et nous ont dit clairement par oral : « nous avons déjà des prédateurs piscivores comme le héron ou le cormoran, nous ne voulons pas de loutres ! ».

VIII.3.4.3. « Avez-vous déjà vu une loutre ? »

La réponse à cette question est « non » pour 72,1 % des questionnés et « oui » pour 27,9%. Ceci n'amène aucun commentaire. En revanche, il est intéressant de s'attarder sur les personnes ayant répondu « oui ». Trente pour cent d'entre elles ont vu la loutre à la télévision, 45 % dans un parc animalier (Parc animalier de Peaugres en Ardèche souvent cité), et 25 % prétendent avoir vu la loutre sur la Drôme.

Cette donnée nous intéresse tout particulièrement. Une personne affirme avoir vu la loutre dans la réserve des Ramières, lieu où nous avons retrouvé des épreintes, cette donnée est tout à fait plausible. En revanche, il nous est impossible de vérifier les affirmations des personnes ayant vu la loutre dans leur jardin !! Notons que les confusions avec d'autres animaux comme le vison, le ragondin ou le rat musqué, sont très fréquentes. « Même le pêcheur, habitué des cours d'eau, n'est pas exempt de cette méprise » affirme Pascal Etienne (2005). Nous avons en effet constaté lors de nos prospections que cette confusion est fréquente. Parfois en discutant de notre recherche de la loutre, les pêcheurs nous disaient en avoir vu une, cinq minutes avant notre arrivée. Or après prospection, pas d'épreintes ni d'empreintes, mais un rat musqué plongeant dans l'eau à côté de nous.

Ceci nous conforte dans le fait d'être prudent face aux données visuelles et confirmer celles-ci par une épreinte dans le même secteur, ce qui rejoint les recommandations de l'UICN.

VIII.3.4.4. Connaissance du régime alimentaire

Concernant le régime alimentaire, 75 % des personnes répondent que la loutre se nourrit de poissons ce qui est assez faible par rapport à l'étude de Billaud et *al.* (1995) où le taux de réponses à cette question était de 93 %. Concernant les autres proies potentielles de la loutre, seuls 5,9 % répondent qu'elle mange des reptiles et 17,6 % qu'elle mange des petits mammifères. On peut donc conclure que le régime alimentaire est relativement bien connu, même si certaines réponses restent marginales (loutre vit en montagne 3,2 % - loutre mange des céréales 4,4% et du gibier 7,4%).

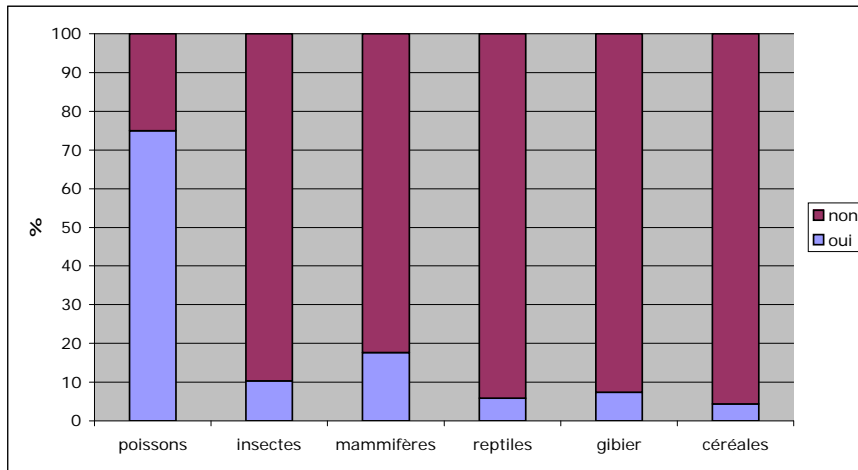


Figure 30 : Réponses sur l'alimentation de la loutre

VIII.3.4.5. Les menaces

Une majorité d'enquêtés (85,3 %) s'accordent sur le fait que la pollution est la menace majeure pour les loutres. Les autres causes sont citées, mais à moindre mesure : trafic routier 10,3 %, chasse 27,9 %, empoisonnement 26,5 % et manque de nourriture 20,6 %.

VIII.3.4.6. Faut-il réintroduire ou laisser-faire ?

Faut-il réintroduire ou laisser faire ? Cette question partage les interviewés puisque 65,6 % d'entre eux laisseraient faire la nature et 34,4 % réintroduiraient la loutre. A partir de ce constat, nous avons voulu confronter l'avis sur la disparition avec la qualité de gestionnaire. Chez les personnes qui pensent que la disparition est « une bonne chose », 100 % laisseraient faire la nature. En revanche, chez les personnes évaluant que la disparition est « une mauvaise chose », 48,9 % adoptent une attitude interventionniste en proposant la réintroduction (figure 31).

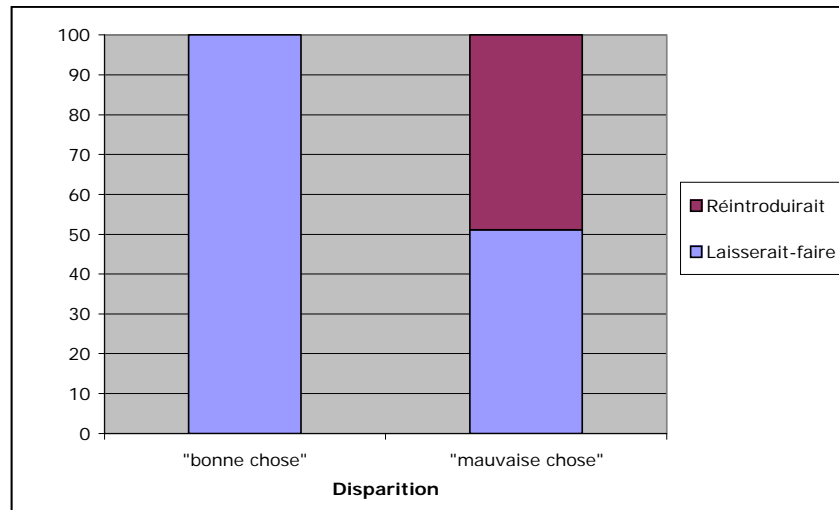


Figure 31 : Attitude sur la gestion en fonction de l'opinion sur la disparition

Le trop faible nombre de questionnaires ne nous a pas permis de réaliser des analyses en sous-groupes, en fonction de la profession ou de l'âge. Cependant, la perception dépend de la relation qu'entretient la personne interrogée avec la loutre. Ainsi Billaud (1995) distingue diverses catégories de perceptions de la loutre en fonction de l'âge, de la profession et des pratiques (chasse, pêche). Dans le travail de Kranz (1998), la loutre est perçue comme une espèce nuisible en Autriche et en République Tchèque, mais la population interrogée ne regroupe que des pisciculteurs. En effet, les loutres causent de considérables dommages, en tant que prédateurs entraînant des pertes financières considérables.

En résumé, ce questionnaire est très enrichissant, car il montre que les usagers de la rivière connaissent globalement bien la loutre, notamment sur les aspects de la biologie et son statut d'animal protégé. En revanche, la gestion de la réintroduction est vécue de façon totalement différente suivant l'opinion de la personne sur la disparition.

Il faut cependant rester très prudent sur ces résultats car le taux de réponses a été relativement faible par rapport à nos attentes. Lors de nos visites sur le terrain, nous avons détecté une forte réticence de certains pêcheurs pour cet animal, qui peut être considéré comme un rival sur le plan de la pêche. Souvent, les personnes ont bien accepté de répondre aux questions sur la pollution puis ont refusé de répondre aux questions sur la loutre par peur et incompréhension. L'accompagnement lors du sondage était nécessaire pour expliquer le but de ce questionnaire.

IX. Discussion générale

Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont un problème préoccupant de pollution chimique. Cette contamination des écosystèmes, des organismes vivants et de nombreuses denrées alimentaires a entraîné une exposition continue d'une multitude d'espèces, dont l'être humain, pendant plusieurs générations, accompagnée d'effets toxiques aigus et chroniques. Ces polluants très persistants dans l'environnement ne sont plus fabriqués depuis plusieurs dizaines d'années mais peuvent malgré cela, encore se retrouver à de fortes concentrations dans les animaux situés en bout de chaîne alimentaire.

Les populations de loutres n'ont pas été épargnées par cette pollution. De nombreux auteurs accusent ces polluants d'être en partie responsables de la disparition de la loutre au cours du XX^{ème} siècle (Trans *et al.*, 1996 ; Mason et Macdonald, 1993a). Le statut des loutres en France a évolué durant ce dernier siècle, passant d'une phase d'extermination et de destruction massive par la chasse et le piégeage (Bouchardy, 1986) à la classification dans les listes d'animaux protégés (Conventions de Washington et Berne, Directive habitats). Après cette disparition massive, la tendance s'inverse de nos jours, une réelle recolonisation et extension des populations est en train de s'opérer (Rosoux et Green, 2004).

Les objectifs de notre travail étaient d'évaluer le statut des populations de loutres dans le département de la Drôme, d'estimer la qualité de ce milieu et de comparer la Drôme avec d'autres sites abritant des loutres tels que l'Ardèche et l'Alsace.

Les deux hypothèses de départ concernant le statut de l'animal étaient soit une présence de l'animal dans la Drôme sous forme de populations relictuelles, soit une disparition totale de l'animal. Les nombreux jours de prospection passés sur les rivières drômoises ainsi que l'optimisation de la méthode de prospection nous ont permis de détecter la présence d'un individu en aval de la rivière, au niveau de la zone des Ramières (Mazet et Jacob, 2005). Cette découverte semble être conforme à notre hypothèse de départ : la population de loutres ardéchoises pourrait s'étendre et traverser le Rhône pour rejoindre les rivières de la Drôme. Cependant, il faut rester prudent avant de conclure à la présence ou au retour de la loutre sur

la Drôme. La présence de cet individu et le retour d'une population stable restent à confirmer dans les années à venir.

De nombreuses études ont été réalisées en vue de réintroduire cet animal dans diverses régions françaises. En 1995, une étude est menée dans le bassin du Rhône (Michelot *et al.*, 1995). Elle révèle des taux de PCBs variant de 73 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans les poissons de la Drôme à 1445 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les poissons du Rhône aval. Les valeurs moyennes se situent à 245 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans l'Ain et 328 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le Drac. En 1995, Grandjean et De Alencastro déterminent la concentration de PCBs dans les poissons de diverses rivières alsaciennes et concluent que pour la plupart des sites, les teneurs de PCBs dans les poissons sont supérieures à la limite tolérable de contamination de la nourriture affectant la reproduction chez les visons. En effet, les contaminations moyennes par espèce dans cette étude varient de 220 à 840 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. En 1999, Bordet *et al.* évaluent la contamination par les PCB en Lorraine en vue de réintroduire la loutre. Sur les quatre sites retenus, un seul est propice à la survie des loutres, site sans industrialisation, sans aménagement hydraulique et avec une faible contamination par les PCBs (4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans les poissons en moyenne).

Ces différentes études françaises permettent de constater que la Drôme est un site privilégié pour la loutre en terme de pollution par les PCBs. Rappelons que les concentrations de PCBs dans les poissons de notre étude sont largement inférieures à toutes les autres études. Le site le plus pollué de notre étude présente une concentration de 47,4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de PCBs dans les poissons, cette valeur étant inférieure à la valeur seuil de 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (valeur à partir de laquelle sont observés des effets sur la reproduction). Toutefois, il faut rester prudent dans les comparaisons de concentration car les sites, les espèces prélevées, les années et les méthodes de dosage sont différents. Les méthodes de dosage actuelles ne retiennent sur les chromatogrammes que les « PCBs indicateurs » (les 7 PCB indicateurs retenus par l'AFSSA étant les PCB n°28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180...), sélection basée sur des considérations toxicologiques, sur la rémanence des congénères et sur la persistance dans les chaînes alimentaires. Les anciennes méthodes, quant à elles, étaient basées sur des analyses chimiques prenant en compte l'ensemble des congénères détectables. Les résultats étaient exprimés en poids équivalent à des mélanges commerciaux connus (Aroclor 1254, Phénochlor DP6), sans catégorisation des classes de congénères.

De plus, les concentrations de polluants seuils sont encore discutées, ces valeurs étant des extrapolations de valeurs calculées chez le vison. Alors que chez l'homme, le

raisonnement se fait en TEQ ; chez la loutre, les auteurs raisonnent en concentrations (mg.kg^{-1} de PCB). Seules quelques études expriment le taux de PCB dans les matrices en TEQ. Madsen et *al.* (1999) suggèrent qu'une augmentation du pourcentage de maladies chez les loutres est significativement corrélée à la concentration de PCB, qui pourrait causer une immunosuppression chez la loutre. Les valeurs de cette étude varient entre 0 et 26 TEQ (ng.g^{-1} poids lipide). Les comparaisons avec l'homme sont difficiles à réaliser car trop peu de travaux chez la loutre utilisent les TEQ.

Le calcul de la TEQ est basé sur la somme des concentrations des différents composés les plus toxiques, pondérées par leurs facteurs de toxicité équivalente respectifs soit $\text{TEQ} = \sum(\text{PCDD}_i \times \text{TEF}_i) + \sum(\text{PCDF}_i \times \text{TEF}_i) + \sum(\text{PCB}_i \times \text{TEF}_i)$. Cette formule prend en compte à la fois les PCBs mais également les dioxines et les furanes. Certes, la présence de PCBs dans la chaîne alimentaire n'a pas de lien direct avec la présence de dioxines car les sources sont différentes. En revanche, il est possible de trouver dans une même matrice des PCB et des traces de furanes (PCDF). Les furanes se forment en effet au moment de la synthèse des PCBs. Il y a alors diffusion simultanée de furanes et de PCBs, or toutes les études ne dosent que les concentrations de PCBs et non les furanes. Certains effets néfastes ne pourraient-ils pas être attribués aux furanes ?

Les comparaisons en TEQ avec les données humaines restent difficiles à réaliser, en revanche, nous pouvons comparer nos résultats à des limites maximales de résidus (LMR) dans l'alimentation humaine. L'élaboration de ces valeurs limites est basée sur les résultats de différentes études scientifiques, touchant à la toxicologie, à la biochimie métabolique et à la pharmacodynamie. A ces résultats s'ajoutent des considérations épidémiologiques et statistiques, qui prennent en compte des éléments économiques et l'existence de consommateurs à risque. Ces variables sont à l'origine de différentes législations entre les pays.

Une autre notion importante dans l'évaluation du risque chez l'homme est la notion de DJA = Dose Journalière Admissible. Il s'agit de l'estimation de la quantité d'une substance dans les aliments et/ou dans l'eau potable, exprimée sur base du poids corporel, qui peut être ingérée quotidiennement pendant toute une vie sans un risque appréciable pour la santé du consommateur. L'estimation se base sur tous les faits connus au moment de l'évaluation. Elle est normalement exprimée en mg de substance par kg de poids corporel. Les DJA sont utilisées pour des substances tels que des additifs, des résidus de pesticides et des médicaments vétérinaires.

Ainsi, les valeurs de tolérance de PCBs dans les poissons, fixées par l'EPA, étaient de 5 mg.kg⁻¹ en 1973 et sont passées à 2 mg.kg⁻¹ en 1979. En France, la LMR a été fixée également à 2 mg.kg⁻¹ de poids frais (AM 16/02/1988). Les poissons de notre étude dans la Drôme sont donc consommables par l'Homme et ne présentent aucun risque sanitaire de ce point de vue.

Concernant la qualité des eaux de la Drôme, une nette amélioration est visible depuis les 15 dernières années. L'étude écotoxicologique a montré que la Drôme est une rivière particulièrement préservée, peu polluée par les polluants organiques persistants et par les métaux. Certes, nous retrouvons une bioconcentration des polychlorobiphényles le long de la chaîne alimentaire ainsi qu'une augmentation de la pollution d'amont en aval. En revanche, les concentrations de tous les polluants dosés dans les poissons restent dans des valeurs très faibles et compatibles avec la survie de la loutre. L'eau des rivières drômoises est de qualité « bonne » à « très bonne » pour l'ensemble des paramètres.

En prenant en compte l'aspect toxicologique, la recolonisation du territoire drômois est en effet possible. Les loutres ardéchoises sont nombreuses et en expansion. Du fait de leur territorialité, les loutres vont chercher de nouveaux territoires et la Drôme semble un bon candidat par sa proximité et sa facilité d'accès. D'autre part, les conditions énumérées par la SFPEM sont pleinement satisfaites. En 1990, la SFPEM avait édité une charte déontologique de la réintroduction de la loutre européenne. La politique actuelle n'est plus à la réintroduction mais à la recolonisation naturelle. En revanche, nous pouvons reprendre les points importants de cette charte pour démontrer que la Drôme est un site apte à abriter des loutres.

Les sites doivent avoir une superficie suffisante. L'étendue minimale du domaine vital nécessaire pour 1 mâle + 1 femelle + 1 jeune est évaluée à 30 km de rives de rivière (De la Gorce, 1995). L'absence d'un réseau routier dense, de routes à grande circulation, de grands projets d'infrastructure (barrage, autoroute) ou hydraulique (endiguement des cours d'eau, assèchement) est souhaitable. Il est nécessaire que la pression anthropique soit peu importante et qu'il n'y ait pas de rejets polluants importants.

De plus, l'étude préalable doit comprendre :

- l'état des populations résidentes de loutres ;
- l'état de contamination des biocénoses ichtyologiques par les PCB, les autres organochlorés et les métaux lourds (Cd, Hg, Pb en particulier) ;

- la productivité piscicole des milieux ;
- la qualité des habitats aquatiques présents (disponibilité en gîtes, abris et présence de zones peu fréquentées par l'homme).

En prenant tous ces paramètres en considération, la Drôme semble un terrain favorable pour accueillir ou réaccueillir des populations de loutres. Le site présente une superficie suffisante, avec un faible réseau routier et aucun barrage. Nous avons également démontré que le taux de contamination des poissons de cette rivière est faible (Mazet *et al.*, 2005).

Un des paramètres pouvant nuire à l'installation ou au développement d'une population de loutres est l'étiage. Certains secteurs se retrouvent à sec en été, empêchant la loutre de remonter le cours d'eau et ne lui fournissant pas de ressources alimentaires.

Depuis la mise en place du SAGE, de gros efforts ont été réalisés afin d'améliorer les abords de la rivière et la qualité des eaux. Les déchets et rejets sont de mieux en mieux traités et maîtrisés par l'intermédiaire des STEP et systèmes de collecte. D'autre part, des discussions et des propositions sont en cours afin de régler les conflits d'usage entre pêcheurs, agriculteurs et touristes.

Concernant la réintroduction, seul le Centre de Reproduction et de Réintroduction de la loutre d'Hunawihr (Alsace) a réalisé en France un lâcher de loutres dans une région où l'animal avait complètement disparu. Cependant, la réintroduction provoque de nombreux problèmes. Réintroduire, c'est remettre un animal captif dans un milieu naturel. L'élevage de cet animal doit se faire avec le moins de contact possible avec l'homme. La réintroduction est un processus coûteux. Des problèmes de génétique se posent également car les souches de reproducteurs sont d'origines différentes et il faut éviter les liens de parenté. Notons que l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), recommande et préconise, à travers son plan de conservation, la plus grande clarté quant à l'origine génétique des individus concernés par les projets de réintroduction. Les loutres captives sont scindées en deux populations distinctes, deux lignées appelées « lignée A » et « lignée B ». Les loutres de la lignée A ont une origine bien connue et ne sont en aucun cas issues de croisements entre parents d'origines géographiques différentes. Les individus de la lignée B regroupent une catégorie dont l'origine géographique demeure imprécise ou incertaine (Mercier, 2004b). Ces individus sont inaptes à la réintroduction.

Depuis cette réintroduction en Alsace, aucune autre réintroduction n'a eu lieu sur le territoire français. De façon générale, la tendance n'est pas la réintroduction mais la

recolonisation. En effet, les populations de loutres sont en cours d'expansion et devraient recoloniser aux cours des prochaines années un certain nombre de territoires. Face à ce phénomène, il semble inutile d'investir dans des programmes de réintroduction très coûteux.

L'engouement des naturalistes pour cette espèce est en perpétuelle croissance. Durant ces trois ans de thèse, nous avons pu observer la naissance d'un réel réseau en Rhône-Alpes. Ce réseau permet de partager diverses données et de travailler collectivement sur l'ensemble des rivières de cette région. Pour ce faire, divers stages de formation ont été proposés afin d'apprendre aux personnes intéressées (garde-chasse, garde-pêche, pêcheurs, personnel d'entretien des rivières, naturalistes...), les techniques de prospection sur le terrain et les sites privilégiés de dépôts d'épreintes. Ainsi ces stagiaires peuvent à présent prospecter le long des rivières de leur département tout en allant pêcher ou se promener. Certes, tous n'appliqueront pas la méthode standard, mais un indice trouvé par hasard peut être le début d'un grand travail de prospection minutieux et standardisé.

Un autre réseau a vu le jour, un réseau national pour la collecte des cadavres. Les personnes qui trouvaient des loutres mortes au bord des routes et dans la nature n'avaient ni le droit de les transporter ni la possibilité de les stocker. Cette initiative permet actuellement, par l'intermédiaire de personnes habilitées, de récupérer les cadavres et les stocker dans différentes structures ou organismes (AFSSA, écoles vétérinaires...). Les individus seront ensuite analysés soit sur le plan morphologique, ou bien génétique, ou encore toxicologique. Ce réseau permet de garder des cadavres si « rares » et si « précieux » en terme d'informations et de permettre leur valorisation scientifique *in fine*.

Conclusion

La loutre européenne (*Lutra lutra*) est une espèce occupant divers réseaux hydrographiques français et européens. La chasse, la destruction des habitats, les barrages sur les cours d'eau et l'urbanisation ont été les causes du déclin des populations au cours du XX^{ème} siècle.

Sa situation de prédateur et sa position en bout de chaîne alimentaire en font un animal très exposé aux polluants biocumulatifs et par conséquent un animal sentinelle, témoin de la pollution du milieu. Les polychlorobiphényles ont été incriminés dans les problèmes de reproduction et la raréfaction des populations. Ces polluants sont même accusés par certains auteurs de la disparition totale des loutres dans diverses régions et divers pays.

Notre étude sur les poissons de la rivière Drôme révèle une contamination relativement faible par les pesticides organochlorés, les polychlorobiphényles et les métaux. L'évolution de la situation dans ce département est intéressante à surveiller dans les années à venir. Les différents paramètres à prendre en considération lors d'une réintroduction sont vérifiés, alors que la recolonisation s'amorce ! De même, les populations réintroduites en Alsace consomment des proies contaminées, présentant des taux de polluants supérieurs aux seuils de la littérature. L'expansion des populations réintroduites et l'observation éventuelle de reproduction dans les prochaines années pourraient remettre en cause ou du moins rehausser les valeurs seuils.

En revanche, la plupart des effets des polluants chimiques sur l'environnement restent méconnus. Seuls quelques milliers de molécules sur les 150 000 en circulation ont fait l'objet d'évaluations sanitaire et environnementale poussées.

Certes il existe des LMR calculées pour chaque substance, mais qu'en est-il des effets des mélanges de molécules ? Des tensions existent entre les industriels et la commission européenne qui désire durcir les lois et demander aux industriels plus d'études et de preuves d'innocuité des produits.

Outre les polluants chimiques, les médicaments humains et vétérinaires se retrouvent dans les rejets des eaux usées et rejets d'hôpitaux. Quels sont leur toxicité et leurs effets sur les loutres ? Encore beaucoup d'aspects de la pollution restent à étudier, en espérant que la loutre continue sa lente recolonisation du territoire !

Bibliographie

-A-

AOKI Y., 2001. Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans as endocrine disrupters - what we have learned from Yusho disease. *Environ. Res.*, 86 (1): 2-11.

ASPELIN A.L., 1997. Pesticide industry sales and usage: 1994 and 1995 market estimates. US Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington D.C., 733-R-97-002, 12 p.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1993. Toxicological profile for selected PCBs (Aroclor-1260, -1254, -1248, -1242, -1232, -1221, and -1016). ATSDR, Atlanta, 5 p.

AULERICH R.J., BURSIAN S.J., BRESLIN W.J., OLSSON B.A., RINGER R.K., 1985. Toxicological manifestations of 2,4,5,2',4',5'- 2,3,6,2',3',6'- and 3,4,5,3',4',5'-hexachlorobiphenyl and Aroclor 1254 in mink. *J. Toxicol. environ. Health*, 15 (1): 63-79.

AULERICH R.J., RINGER R.K., 1977. Current status of PCB toxicity to mink and effect on their reproduction. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 6: 279-292.

AULERICH R.J., RINGER R.K., IWAMOTO S., 1974. Effects of dietary mercury on mink. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 2 (1): 43-51.

AULERICH R.J., BURSIAN S.J., NAPOLITANO A.C., 1990. Subacute toxicity of dietary heptachlor to mink (*Mustela vison*). *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 19 (6): 913-916.

-B-

BACKLIN B.M., PERSSON E., JONES C.J.P., DANTZER V., 1998. Polychlorinated byline (PCB) exposure produces placentaire vasculaire and trophoblastic lesions in the mink (*Mustela vison*): a light and electron microscopic study. *Apmis*, 106: 785-799.

BAILLY R., DUBOIS G., Association de Coordination Technique Agricole, 1974. Index des produits phytosanitaires 11^{ème} édition. ACTA, Paris, 335 p.

BALLSCHMITER K., ZELL M., 1980. Baseline study of the global pollution: occurrence of organohalogens in pristine European and antarctic aquatic environments. *Int. J. environ. anal. Chem.*, 8 (1): 15-35.

BASRUR P.K., RAMOS A.S., 1973. Seasonal changes in the accessory sex glands and gonaducts of male mink. *Can. J. Zool.*, 51: 1125-1132.

BEARD A.P., MACRAE A.C., RAWLINGS N.C., 1997. Reproductive efficiency in mink (*Mustela vison*) treated with the pesticides lindane, carbofuran and pentachlorophenol. *J. Reprod. Fertil.*, 111 (1): 21-28.

BEARD A.P., RAWLINGS N.C., 1998. Reproductive effects in mink (*Mustela vison*) exposed to the pesticides lindane, carbofuran and pentachlorophenol in a multigeneration study. *J. Reprod. Fertil.*, 113 (1): 95-104.

BENDELE R., 2000. Répartition de la loutre (*Lutra lutra*) dans le bassin versant Rhône-Méditerranée du département de l'Ardèche. CORA, Région Rhône-Alpes, 47 p.

BENDELE R., 2001. Répartition de la loutre (*Lutra lutra*) dans le département de l'Ardèche – actualisation. CORA, Région Rhône-Alpes, 73 p.

BERNY P.J., LACHAUX O., BURONFOSSE T., MAZALLON M., GILLET C., 2002. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as indicators of freshwater contamination with lindane. *Environ. Res.*, 90: 142-151.

BICKHAM J.W., MAZET J.A., BLAKE J., SMOLEN M.J., LOU Y., BALLACHEY B.E., 1998. Flow cytometric determination of genotoxic effects of exposure to petroleum in mink and sea otters. *Ecotoxicology*, 7: 191-199.

BILLAUD J.-P., 1995. Attentes vis-à-vis de la nature et appartenances professionnelles – Essai d'interprétation à partir d'une enquête sur la perception de la loutre. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 379-396.

BINELLI A., PROVINI A., 2003. The PCB pollution of Lake Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. Chemosphere, 53: 143-151.

BLEAVINS M.R., AULERICH R.J., RINGER R.K., 1980. Polychlorinated biphenyls (Aroclors 1016 and 1242). Effects on survival and reproduction in mink and ferrets. Arch. environ. Contam. Toxicol., 9: 627-635.

BLUS L.J., 1995. Organochlorine pesticides. In: Hoffmann D.J., Rattner B.A., Burton J.A.G., Cairns J.J (eds). Handbook of ecotoxicology. CRC Press, Boca Raton, 275-300.

BLUS L.J., WIEMEYER S.N., HENNY C.J., 1996. Organochlorine Pesticides. In: Fairbrother A., Locke LN., Hoff GL. (eds). Noninfectious Diseases of Wildlife, second edition. Iowa State University Press, Ames, Iowa, 61-70.

BOENING D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. Chemosphere, 40: 1335-1351.

BORDAJANDI L.R., GOMEZ G., FERNANDEZ M.A., ABAD E., RIVERA J., GONZALEZ M.J., 2003. Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the river Turia (Spain). Chemosphere, 53: 163-171.

BORDET F., SCHWEYER J.B., DE LA GORCE F., INTHAVONG D., MALLET J., MAURICE L., BRIOT J.P., ARTOIS M., 1999. Evaluation de la contamination par les PCB de divers systèmes aquatiques de Lorraine. Conséquences sur les possibilités de réintroduction de la Loutre (*Lutra Lutra L.*). BIPAS, 20: 27-51.

BOUCHARDY C., 1986. La loutre. Le sang de la terre éditeurs, Paris, 174 p.

BOUCHARDY C., DE VERICOURT G., 1993. La loutre d'Europe. In: Les animaux sauvages. Mammifères et oiseaux pêcheurs. Larousse, Paris, 20 p.

BRESSA G., SISTI E., CIMA F., 1997. PCBs and organochlorinated pesticides in eel (*Anguilla anguilla* L.) from the Po Delta. Mar. Chem., 58: 261-266.

BRUCKER-DAVIS F., 1998. Effects on environmental synthetic chemicals on thyroid fonction. Thyroid, 8 (9): 827-856.

BURREAU S., ZEBUHR Y., BROMAN D., ISHAQ R., 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. Chemosphere, 55: 1043-1052.

-C-

CABANERO A.I., CARVALHO C., MADRID Y., BATOREU C., CAMARA C., 2005. Quantification and speciation of mercury and selenium in fish samples of high consumption in Spain and Portugal. Biol. Trace Elem. Res., 103 (1): 17-35.

CAPBER F., 1997. La loutre européenne *Lutra lutra* : reproduction et réintroduction. Thèse de doctorat vétérinaire, Université Claude Bernard, Lyon, 201 p.

CARETTE-PILLOT, 1947. Etude systématique de l'os pénien des mammifères. Mammalia, 11: 139-152.

CARTER J.W., MERCER L.P., 1983. Pair-feeding study of PCB (Aroclor 1254) toxicity in rats. Bull. environ. Contam. Toxicol., 31: 686-691.

CASSEREAU G., 2001. Contamination des loutres *Lutra lutra* de l'Ouest de la France par quelques éléments traces : cadmium, cuivre, mercure, sélénium et zinc. Thèse de doctorat vétérinaire, Faculté de Médecine, Nantes, 146 p.

CHANIN P., 2003. Ecology of the European Otter. Conserving Natura 2000, Rivers Ecology Series N°10, English Nature, Peterborough, 67 p.

CHANIN P.R.F., JEFFERIES D.J., 1978. The decline of the otter *Lutra lutra* in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. Biol. J. Linn. Soc., 10: 305-328.

CHEEK O.A., KOW K., CHEN J., MACLACHLAN J.A., 1999. Potential mechanisms of thyroid disruption in humans: interaction of organochlorine compounds with thyroid receptor, transthyretin and thyroid-binding globulin. Environ. Health Perspect., 107: 273-278.

CHEN C.Y., HAMM J.T., HASS J.R., BIRNBAUM L.S., 2001. Disposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and non-ortho-polychlorinated biphenyls in pregnant long evans rats and the transfer to offspring. Toxicol. appl. Pharmacol., 173 (2): 65-88.

CHEVREUIL M., CARRU A.M., CHESTERIKOFF A., BOËT P., TALES E., ALLARDI J., 1995. Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. Sci. total Environ., 162: 31-42.

CHORUS I., BARTRAM J., 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public headline consequences, monitoring, and management. World Health Organisation, Genève, 416 p.

CLARK R.B., 1997. Marine pollution, fourth edition. Clarendon Press, Oxford, 161 p.

CLUZEAU S., PATERNELLE M.C., Association de Coordination Technique Agricole, 1998. Index des produits phytosanitaires 34^{ème} édition. ACTA, Paris, 598 p.

CONROY J.W.H., 1992. Otter Mortality and Survival. In: Morris P. (ed.). Proceeding of the National Otter Conference. Homerton College, Cambridge, September 1992, Royal Society for Nature Conservation, 21-23.

CONROY J.W.H., 1995. Otters and oil spills – the impacts and the effects. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 325-336.

CONROY J.W.H., FRENCH D.D., 1987. The use of spraints to monitor populations of otters (*Lutra lutra* L.). Symp. Zool. Soc. Lond., 58: 247-262.

CRAWFORD A.K., EVANS D., JONES A., MACNULTY J., 1979. Otter survey of Wales 1977-78. Society for the Promotion of Nature Conservation, Nettleham, Lincoln, 70 p.

CRUM J.A., BURSIA S.J., AULERICH R.J., POLIN D., BRASELTON W.E., 1993. The reproductive effects of dietary heptachlor in mink (*Mustela vison*). Arch. environ. Contam. Toxicol., 24 (2): 156-164.

-D-

DE LA GORCE F., 1995. Réintroduction de la loutre en Lorraine – Etude de faisabilité. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 351-368.

DELIBES M., MACDONALD S.M., MASON C.F., 1991. Seasonal marking, habitat and organochlorine contamination in otters (*Lutra lutra*): a comparison between catchments in Andalusia and Wales. Mammalia, 55 (4): 567-578.

DEN BOER M.H., 1984. Reproduction decline of harbour seals: PCBs in the food and their effect on mink. In: Rijksumniversiteit von Natuurbeheer (ed.). Annual report 1983, Arnhem, 77-86.

DESMET J.F., 2004. Données récentes de Loutre, *Lutra lutra*, en Haute-Savoie. Arvicola, 17 (2): 40-41.

DIEUDONNE F., 1998. Loutre d'Europe : une naïade en péril. Sci. nat., 84: 50-57.

Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de la Drôme, 1997. Les stations d'épurations collectives publiques des communes de la Drôme. DDASS, Valence, 5 p.

Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de la Drôme, 2004. L'eau dans la Drôme. Qualité des baignades. DDASS, Valence, 1 p.

District d'Aménagement du Val de Drôme, 1999. Contrat Rivière Drôme, Haut Roubion n°2, DAVD, 14 p.

District d'Aménagement du Val de Drôme, 2002. Un S.A.G.E. pour la rivière Drôme, DAVD, 218 p.

DOBSON S., VAN ESCH G.H., 1993. Environmental Health Criteria 140. Polychlorinated biphenyls and terphenyls, 2nd edition, WHO, Geneva, 682 p.

DUQUET M., 1992. Loutre d'Europe. In: Duquet M., MNHN (eds). Inventaire de la faune de France : vertébrés et principaux invertébrés. Nathan, Paris, 30.

-E-

ELMEROS M., BUSSENIUS N., 2002. Influence of selection of bank side on the standard method for otter surveys. IUCN Otter Spec. Group Bull., 19 (2): 67-74.

Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêts, 2000. Dossier qualité de l'eau et santé de l'homme. ENGREF, Paris, 40 p.

Environmental Protection Agency, 1991. Workshop report on toxicity equivalency factors for polychlorinated biphenyl congeners. Risk Assessment Forum. EPA, Washington, DC, U.S., 46 p.

ERICKSON M.D., 1997. Analytical chemistry of PCBs, second edition. CRC Press, Boca Raton, 667 p.

EROME G., BROYER J., 1984. La loutre sur la Drôme. CORA, Groupe Loutre National (S.F.E.P.M), Drôme, 41 p.

ETIENNE P., 2005. La loutre d'Europe. Delachaux et Niestlé, Paris, 192 p.

-F-

FAIRLEY J.S., 1972. Food of otters (*Lutra lutra*) from CO. Galway, Ireland, and notes on other aspects of their biology. J. Zoo. Lond., 166 (4): 469-474.

FALK V., 2001. Réintroductions animales en Rhône-Alpes : étude de cas, bilan et perspectives. Thèse de doctorat vétérinaire, Université Claude Bernard, Lyon, 170 p.

FERNANDEZ M.A., ALONSO C., GONZALEZ M.J., HERNANDEZ L.M., 1999. Occurrence of organochlorine insecticides, PCBs and PCB congeners in waters and sediments of the Ebro river (Spain). Chemosphere, 38 (1): 33-43.

FERNANDEZ-MORAN J., SAAVEDRA D., MANTECA-VILANOVA X., 2002. Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in northeastern Spain: trapping, handling, and medical management. J. Zoo Wildl. Med., 33 (3): 222-227.

FOLEY R.E., JACKLING S.J., SLOAN R.J., BROWN M.K., 1988. Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter: comparison with fish. Environ. Toxicol. Chem., 7: 363-374.

FONDERFLICK J., DE KERMABON J., LIBOIS R., BAFFIE P., ROSOUX R., TOURNEBIZE T., 1995. Evolution récente du statut de la loutre dans le Parc National des Cévennes. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 233-238.

FOURNIER-CHAMBRILLON C., BERNY P., COIFFIER O., BARBEDIENNE P., DASSE B., DELAS G., GALINEAU H., MAZET A., PONZENC P., ROSOUX R., FOURNIER P., 2004. Field evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian

mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for the conservation of the European Mink (*Mustela lutreola*). J. Wildl. Dis., 40 (4): 688-695.

-G-

GARSHELIS D., JOHNSON C., 2001. Sea otter population dynamics and the Exxon Valdez oil spill: disentangling the confounding effects. J. appl. Ecol., 38: 19-35.

GERHARD I., MONGA B., KRAHE J., RUNNEBAUM B., 1999. Chlorinated hydrocarbons in infertile women. Environ. Res., 80 (4): 299-310.

GIESY J.P., VERBRUGGE D.A., OTHOUT R.A., BOWERMAN W.W., MORA M.A., JONES P.D., NEWSTED J.L., VANDERVOORT C., HEATON S.N., AULERICH R.J., BURSIA S.J., LUDWIG J.P., DAWSON G.A., KUBIAK T.J., BEST D.A., TILLITT D.E., 1994. Contaminants in fishes from Great Lakes- influenced sections and above dams of three Michigan rivers. 2. Implications for health of mink. Arch. environ. Contam. Toxicol., 27: 213-223.

GIESY J.P., KANNAN K., 1998. Dioxin-like and non-dioxin-like toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs): implications for risk assessment. Crit. Rev. Toxicol., 28 (6): 511-569.

GILBERT F.F., 1969. Physiological effects of natural DDT residues and metabolites on ranched mink. J. Wildl. Manage., 33 (4): 533-543.

GRANDJEAN D., DE ALENCASTRO L.F., 1995. Détermination des polychlorobiphényles (PCBs) dans les poissons des rivières d'Alsace (France). Ecole Polytechnique Fédérale, Lausanne, 29 p.

GRASSE P.P., 1955. Traité de zoologie. Tome XVII, fascicule I. Mammifères. Les ordres : anatomie, éthologie, systématique. Masson et C^{ie} éditeurs, Paris, 1170 p.

GREEN J., GREEN R., 1980. Otter survey of Scotland 1977-79. The Vincent Wildlife Trust, London, 46 p.

GREEN J., GREEN R., 1987. Otter survey of Scotland 1984-85. The Vincent Wildlife Trust, London, 39 p.

GREEN J., GREEN R., 1997. Otter survey of Scotland 1991-94. The Vincent Wildlife Trust, London, 92 p.

GROSCLAUDE G., 1999a. L'eau. Tome I : milieu naturel et maîtrise. INRA, Paris, 204 p.

GROSCLAUDE G., 1999b. L'eau. Tome II : usages et polluants. INRA, Paris, 210 p.

GRZIMEK B., 1974. Les Mustélidés. In: Le monde animal en 13 volumes, Tome XII, Mammifères 3. Editions Stauffacher, Zürich, 34-82.

GUO Y.L., YU M.L., HSU C.C., ROGAN W.J., 1999. Chloracne, goiter, arthritis, and anemia after polychlorinated biphenyl poisoning: 14-year follow-Up of the Taiwan Yucheng cohort. Environ. Health Perspect., 107 (9): 715-719.

GUTLEB A.C., KRANZ A., 1998. Estimation of polychlorinated biphenyl (PCB) levels in livers of the otter (*Lutra lutra*) from concentrations in scats and fish. Water Air Soil Pollut., 106 (3-4): 481-491.

GUTLEB A.C., KRANZ A., NECHAY G., TOMAN A., 1998. Heavy metal concentrations in livers and kidneys of the otter (*Lutra lutra*) from Central Europe. Bull. environ. Contam. Toxicol., 60 (2): 273-279.

-H-

HAINARD R., 1987. Les mammifères sauvages d'Europe. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel, 323 p.

HARPER R., 1981. Sites of three otters (*Lutra lutra*) breeding holts in fresh water habitat. J. Zool. Lond., 195: 554-556.

HALBROOK R.S., WOOLF A., HUBERT G.F., ROSS S., BRASELTON W.E., 1996. Contaminant concentrations in Illinois mink and otter. Ecotoxicology, 5: 103-114.

HAMMERSHOJ M., MADSEN A.B., BRUUN-SCHMIDT I., GAARDMAND B., JENSEN A., JENSEN B., JEPPESEN J.L., LAURSEN J.T., 1996. Otter *Lutra lutra*, survey of Denmark 1996. Technical report from National Environmental Research Institute. NERI, Copenhagen, 172: 40 p.

HEATON S.N., BURSIAN S.J., GIESY J.P., TILLITT D.E., RENDER J.A., JONES P.D., VERBRUGGE D.A., KUBIAK T.J., AULERICH R.J., 1995. Dietary exposure of mink to carp from Saginaw Bay, Michigan. 1. Effects on reproduction and survival, and potential risks to wild mink populations. Arch. environ. Contam. Toxicol., 28: 334-343.

HEGGBERGET T.M., 1988. Reproduction in the female European otter in central and northern Norway. J. Mammal., 69 (1): 164-167.

HELBERG M., BUSTNES J.O., ERICKSTAD K.E., KRISTIENSEN K.O., SKARRE J.U., 2005. Relationships between reproductive performance and organochlorine contaminants in great black-backed gulls (*Larus marinus*). Environ. Pollut., 134 (3): 475-483.

HENRY F., AMARA R., COURCOT L., LACOUTURE D., BERTHO M.L., 2004. Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. Environ. int., 30: 675-683.

HOFFMAN D.J., RATTNER B.A., SCHEUNERT I., KORTE F., 2001. Environmental Contaminants. In: Shore R.F., Rattner B.A. (eds), Ecotoxicology of Wild Mammals, John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 1-48.

HUGLA J.L., DOHET A., THYS I., HOFFMANN L., THOME J.P., 1998. PCBs and organochlorinated pesticides contamination of fish in Luxembourg: possible impact on otter populations. *Ann. Limnol.*, 34 (2): 201-209.

-I-

IKEDA M., 1996. Comparison of clinical picture between Yusho/Yucheng cases and occupational PCB poisoning cases. *Chemosphere*, 32 (3): 559-566.

-J-

JARHL J., 1995. Marking behaviour of *Lutra lutra* in Austria. *Habitat*, 11: 131-134.

JEFFERIES D.J., 1980. Suggested programme of research. In: Nature Conservancy Council (ed.). Otter survey of England 1977-79, United Kingdom, 71-72.

JENKINS D., HARPER R.J., 1982. Fertility in European otter (*Lutra lutra*). *J. Zoo. Lond.*, 197: 299-300.

JENSEN S., KIHLESTRÖM J.E., OLSSON M., LUNDBERG C., ÖRBERG J., 1977. Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. *Ambio*, 6: 239.

-K-

KATO Y., HARAGUCHI K., SHIBAHARA T., MASUDA Y., KIMURA R., 1998. Reduction of thyroid hormone levels by methylsulfonyl metabolites of polychlorinated biphenyl congeners in rats. *Arch. Toxicol.*, 72: 541-544.

KATO Y., HARAGUCHI K., SHIBAHARA T., YUMOTO S., MASUDA Y., KIMURA R., 2000. Reduction of serum thyroxine concentrations by methylsulfonyl metabolites of tetra-, penta-, and hexachlorinated biphenyls in male Sprague-Dawley rats. *Chemosphere*, 40 (9-11): 1233-1240.

KATO Y., HARAGUCHI K., YAMAZAKI T., ITO Y., MIYAJIMA S., NEMOTO K., KOGA N., KIMURA R., DEGAWA M., 2003. Effects of polychlorinated biphenyls, kanechlor-500, on serum thyroid hormone levels in rats and mice. *Toxicol. Sci.*, 72 (2):235-241.

KECK G., RAFFENOT J., 1979. Etude éco-toxicologique de la contamination chimique par les PCB dans la rivière du Furans (Ain). *Rev. Méd. vét.*, 130 (3): 339-358.

KECK G., PAUBEL P., MONNERET J., 1982. Organochlorine and mercury residues in Peregrine Falcon eggs in France. *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 28 (6): 705-709.

KHAN M.A., LICHTENSTEIGER C.A., FAROON O., MUMTAZ M., SCHAEFFER D.J., HANSEN L.G., 2002. The hypothalamo-pituitary-thyroid (HPT) axis: a target of nonpersistent ortho-substituted PCB congeners. *Toxicol. Sci.*, 65 (1): 52-61.

KIHLSTRÖM J.E., OLSSON M., JENSEN S., JOHANSSON A., AHLBOM J., BERGMAN A., 1992. Effect of PCB and different fractions of technical PCB on the reproduction of the mink (*Mustela vison*). *Ambio*, 21: 563-569.

KLAASEN C.D., LIU J., 1997. Role of metallothionein in cadmium-induced hepatotoxicity and nephrotoxicity. *Drug. Metab. Rev.*, 29: 79-102.

KODAVANTI P.R., TILSON H.A., 1997. Comments on "Developmental neurotoxicity of PCBs in humans: what do we know and where do we go from here?". *Neurotoxicol. Teratol.*, 19 (1): 1-5.

KRANZ A., 1998. Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation. *Mammalia*, 64 (4): 357-368.

KRUUK H., CONROY J.W.H., GLIMMERVEEN U., OUWERKERK E.J., 1986. The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biol. Conserv.*, 35: 187-194.

KRUUK H., CONROY J.W.H., 1987. Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. Biol. Conserv., 41: 179-183.

KRUUK H., CONROY J.W.H., 1991. Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. J. appl. Ecol., 23: 83-94.

KRUUK H., CONROY J.W.H., 1996. Concentrations of some organochlorines in otters (*Lutra lutra*) in Scotland: implications for populations. Environ. Pollut., 92 (2): 165-171.

-L-

LANGER P., KOCAN A., TAJTAKOVA M., PETRIK J., CHOVANCOVA J., DROBNA B., JURSA S., PAVUK M., KOSKA J., TRNOVEC T., SEBOKOVA E., KLIMES I., 2003. Possible effects of polychlorinated biphenyls and organochlorinated pesticides on the thyroid after long-term exposure to heavy environmental pollution. J. occup. environ. Med., 45 (5): 526-532.

LANDON N., 1996a. La rivière Drôme et son bassin versant : histoire d'une métamorphose. Etud. drôm., (2-3): 42-50.

LANDON N., 1996b. L'endiguement de la Drôme de Crest à Loriol : historique d'une histoire sans fin. Etud. drôm., (4): 18-22.

LANDON N., PIEGAY H., BRAVARD J.P., 1998. The Drôme river incision (France): from assessment to management. Landsc. urban Plan., 43: 119-131.

LANSZKI J., MOLNAR T., 2003. Diet of otters in three different habitats in Hungary. Folia Zool., 52 (4): 378-388.

LARSSON P., WOIN P., KNULST J., 1990. Differences in uptake of persistent pollutants for predators feeding in aquatic and terrestrial habitats. Holartic Ecol., 13: 149-155.

LENTON E.J., CHANIN P.R.F., JEFFERIES D.J., 1980. Otter survey of England 1977-79. Nature Conservancy Council, United Kingdom, 75 p.

LEONARDS P.E.G., SMIT M.D., DE JONGH A.W.J.J., VAN HATTUM B.G.M., 1994. Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela vison*). Report N°R94/6, Institute for Environmental studies. Vrije Universiteit, Dutch Otterstation Foundation, Amsterdam, 50 p.

LIBOIS R., 1995. Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) en France : synthèse. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 251-274.

LICATA P., DI BELLA G., DUGO G., NACCARI F., 2003. Organochlorine pesticides, PCBs and heavy metals in tissues of the mullet *Liza aurata* in Lake Ganzirri and Straits of Messina (Sicily, Italy). Chemosphere, 52: 231-238.

LIEM A.D.K., LINDSTRÖM G.U.M., STARTIN J.R., 1994. Quality assessment of methods for the determination of toxicologically relevant PCB congeners in foods, study design PCB project. IUPAC, commission Food Chemistry, Working Group Halogenated Hydrocarbon Environmental Contaminants, Bilthoven, 6 p.

LODE T., 1995. Variations de la fréquence de marquage de *Lutra lutra* dans l'Ouest de la France. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 145-250.

LOPEZ-MARTIN J.M., RUIZ-OLMO J., MINANO S.P., 1994. Organochlorine residue levels in the European mink (*Mustela lutreola*) in northern Spain. Ambio, 23: 294-295.

LUCIER G.W., NELSON K.G., EVERSON R.B., WONG T.K., PHILPOT R.M., TIERNAN T., TAYLOR M., SUNAHARA G.I., 1987. Placental markers of human exposure to polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzofurans. Environ. Health Perspect., 76: 79-87.

-M-

MA W.C., 1996. Lead in mammals. In: Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W. (eds). Environmental contaminants in wildlife. Interpreting Tissue Concentrations. CRC Press, Boca Raton, 281-296.

MACDONALD S.M., 1983. The status of the otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. Mammal Rev., 13: 11-23.

MACDONALD S.M., 1995. Otter distribution in Europe. Cah. Ethol., 15 (2-3-4): 143-148.

MACDONALD S.M., MASON C.F., 1994. Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palaearctic. Council of Europe press, Nature and Environnement Series, N°67, 54 p.

MACNABB F.M., FOX G.A., 2003. Avian thyroid development in chemically contaminated environments: is there evidence of alterations in thyroid function and development? Evol. Dev., 5 (1): 76-82.

MADSEN A.B., CHRISTENSEN N., JACOBSEN L., 1992. Odderens (*Lutra lutra* L.) forekomst I Danmark I 1991 og udviklingen I bestanden 1986-1991. Fauna Flora, 98: 47-52.

MADSEN A.B., DIETZ H., HENRIKSEN P., CLAUSEN B., 1999. Survey of Danish free living otters (*Lutra lutra*) – a consecutive collection and necropsy of dead bodies. Otter spec. Group Bull., 16: 65-75.

MADSEN A.B., GAARDMAND B., 2000. Otter *Lutra lutra* monitoring in Denmark based on spraint surveys, collected carcasses and reported observations. Lutra, 43: 29-38.

MADSEN A.B., NIELSEN C.E., 1986. Odderens (*Lutra lutra* L.) forekomst I Danemark 1984-1986. Flora Fauna, 92: 60-62.

- MASON C.F., 1989.** Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra*, 32, 2: 98-131.
- MASON C.F., LAST N.I., MACDONALD S.M., 1986.** Mercury, Cadmium and lead in British otters. *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 37: 844-849.
- MASON C.F., LODÉ T., 1992.** Analyse de la concentration des résidus de pesticides organochlorés et PCBs dans les fécès de la loutre *Lutra lutra* dans la région des Pays de Loire. *Bull. Sc. Nat. Ouest Fr.*, 14 (4): 109-112.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1986.** Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 236 p.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1987.** The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biol. Conserv.*, 41: 167-177.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1988.** Radioactivity in otter scats in Britain following the Chernobyl reactor accident. *Water Air Soil Pollut.*, 37: 131-137.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1991.** Assessment of otter (*Lutra lutra*) survey methods using spraints. *Habitat*, 6, 167-170.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1993a.** Impact of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters (*Lutra lutra*): a study from western Britain. *Sci. total Environ.*, 138: 127-145.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1993b.** Impact of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters (*Lutra lutra*) in eastern England. *Sci. total Environ.*, 138: 147-160.
- MASON C.F., MACDONALD S.M., 1993c.** PCBs and organochlorine pesticide residues in otter (*Lutra lutra*) spraints from Welch catchment and their significance to otter conservation strategies. *Aquat. Conserv.* 3: 43-51.

MASON C.F., MACDONALD S.M., 1994. PCBs and organochlorine pesticide residues in otters (*Lutra lutra*) and in otter spraints from SW England and their likely impact on populations. *Sci. tot. Environ.*, 144: 305-312.

MASON C.F., MACDONALD S.M., BLAND H.C., RATFORD J., 1992. Organochlorine pesticide and PCB contents in otter (*Lutra lutra*) scats from western Scotland. *Water Air Soil Pollut.*, 64: 617-626.

MASON C.F., MADSEN A.B., 1992. Mercury in Danish otters (*Lutra lutra*). *Chemosphere*, 25: 865-867.

MASON C.F., MADSEN A.B., 1993. Organochlorine pesticides and PCBs in Danish otters (*Lutra lutra*). *Sci. total Environ.*, 133: 73-81.

MASON C.F., O'SULLIVAN W.M., 1993. Heavy metals in the liver of otters, *Lutra lutra*, from Ireland. *J. Zool.*, 231: 675-678.

MASON C.F., STEPHENSON A., 2001. Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere*, 44: 351-353.

MASON C.F., WREN C.D., 2001. Carnivora. In: Shore R.F., Rattner B.A. (eds). *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, England, 315-370.

MATEO R., SAAVEDRA D., GUITART R., 1999. Reintroduction of the otter (*Lutra lutra*) into Catalan rivers, Spain: assessing organochlorine residue exposure through diet. *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 63 (2): 248-255.

MAURIN H., 1994. Loutre d'Europe. In: *Le livre rouge de la faune menacée en France*, Nathan, MNHN, WWF-France, Paris, 31-32.

MAZET A., 2002. Relation entre la pollution par les polychlorobiphényles et les populations de loutres de la région Rhône-Alpes. *Diplôme d'Etudes Appliquées, Méthodes de Recherche sur l'Environnement et la Santé*, Université Joseph Fourier, Grenoble, 67 p.

MAZET A., JACOB L., 2003. La loutre dans le département de la Drôme, rapport 2002-2003. Observatoire de la faune en Rhône-Alpes, CORA, Lyon, 33 p.

MAZET A., JACOB L., 2004. La loutre dans le département de la Drôme, rapport 2003-2004. Observatoire de la faune en Rhône-Alpes, CORA, Lyon, 32 p.

MAZET A., JACOB L., 2005. La loutre dans le département de la Drôme, rapport 2004-2005. Observatoire de la faune en Rhône-Alpes, CORA, Lyon, 33 p.

MAZET, A., KECK, G., BERNY, P., 2004. PCBs in fish of the Ardèche River: potential implications for the survival of the otter (*Lutra lutra*). Bull. environ. Contam. Toxicol., 72: 784-790.

MAZET A., KECK G., BERNY P., 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium and copper) in fish from the Drôme river: potential effects on otters (*Lutra lutra*). Chemosphere, *in press*.

MELIUS J.M., STEELE G., SANDERSON L.M., FAROON O.M., 1993. (page consultée le 2/08/2002). Proceedings of the expert panel workshop to evaluate the public health implications for the treatment and disposal of polychlorinated biphenyls-contaminated waste. [en ligne] Adresse URL : http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PCB/b_pcb_c2.html

MERCIER L., 2004a. Bilan de la réintroduction de la loutre *Lutra lutra* (Linné, 1758) en Alsace (France). Bull. Soc. Hist. nat. Ethnogr. Colmar, 65: 117-134.

MERCIER L., 2004b. Conservation *ex situ* de la loutre d'Europe *Lutra lutra*. In: SFPEM (ed). XXVII^{ème} Colloque francophone de Mammalogie, la conservation de la loutre, Limoges, du 8 au 10 octobre 2004, (sous presse).

MICHELOT J.L., DE ALENCASTRO L.F., LAURENT L., BECKER VAN SLOOTEN K., GRANDJEAN D., 1995. Projet de réintroduction de la loutre dans le bassin du Rhône : contamination des cours d'eau par les PCBs. Centre Ornithologique Rhône-Alpes, 88 p.

MIQUEL G., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Sénat n°261, 346 p.

MIRAMAND P., FICHET D., BENTLEY D., GUARY J.C., CAURANT F., 1998. Heavy metal concentrations (Cd, Cu, Pb, Zn) at different levels of the pelagic trophic web collected along the gradient of salinity in the Seine estuary. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences. Series IIA Earth and Planetary Sciences*, Paris, 327: 259-264.

MOORS P.J., 1980. Sexual dimorphism in the body size of mustelids (Carnivora): the roles of food habits and breeding systems. *Oikos*, 34: 147-158.

MORET I., PIAZZA R., BENEDETTI M., GAMBARO A., BARBANTE C., CESCONE P., 2001. Determination of polychlorobiphenyls in Venice Lagoon sediments. *Chemosphere*, 43: 559-565.

-N-

NISBET M., VERNEAUX J., 1970. Les composantes chimiques des eaux courantes. *Ann. Limnol.*, 6 (2): 161-190.

NESS D.K., SCHANTZ S.L., MOSHTAGHIAN J., HANSEN L.G., 1993. Effects of perinatal exposure to specific PCB congeners on thyroid hormone concentrations and thyroid histology in the rat. *Toxicol. Lett.*, 68: 311-323.

-O-

O'CONNOR D.J., NIELSEN S.W., 1980. Environmental survey of methyl mercury levels in wild mink and otter from the northeastern United States, experimental pathology of methylmercurialism in the otter. In: Chapman JA., Pursley D. (eds). *Worldwide Furbearers Conference*, Frostburg, Maryland, 1728-1745.

OLSSON M., KIHLMSTROM J.E., JENSEN S., ORBERG J., 1979. Cadmium and mercury concentrations in mink (*Mustela vison*) after exposure to PCB's. *Ambio*, 8: 25.

OSOWSKI S.L., BREWER L.W., BAKER O.E., COBB G.P., 1995. The decline of mink in Georgia, North Carolina, and South Carolina: the role of contaminants. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 29 (3): 418-423.

O'SULLIVAN W.M., 1993. Efficiency and limitations of the standard otter (*Lutra lutra*) survey technique in Ireland. *Biol. Environ. Proc. r. ir. Acad.*, 93 (1): 49-53.

O'SULLIVAN W.M., MACDONALD S.M., MASON C.F., 1993. Organochlorine pesticide residues and PCBs in otter spraints from Southern Ireland. *Biol. Environ. Proc. r. ir. Acad.*, 93 (1): 55-57.

OTT L., 1988. An introduction to statistical methods and data analysis: third edition. PWS-KENT Publishing Compagny, Boston, 835 p.

-P-

PAIN D.J., 1995. Lead in the environment. In: Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A., Cairns J. (eds). *Handbook of ecotoxicology*, CRC Press, Boca Raton, 356-391.

PERUGINI M., CAVALIERE M., GIAMMARINO A., MAZZONE P., OLIVIERI V., AMORENA M., 2004. Levels of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some edible marine organisms from the Central Adriatic Sea. *Chemosphere*, 57: 391-400.

PHILCOX C.K., GROGAN A.L., MACDONALD D.W., 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. appl. Ecol.*, 36 (5): 748-762.

-R-

RAMADE F., 1992. Précis d'écotoxicologie. Ed. Masson, Paris, 300 p.

REGION RHÔNE-ALPES, 1998. La gestion des rivières et des lacs – Petit guide juridique à l'intention des élus locaux de Rhône-Alpes. Charbonnières-les-Bains, 27 p.

RENAUD J.C., 2001. Expérience de réintroduction de la Loutre en Alsace. Bilan du suivi pour la période du 29/12/98 au 30/09/01. Centre de Reproduction et de Réintroduction des Cigognes et des Loutres. Hunawihr, 28 p.

Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Page consultée le 15 janvier 2004. Le réseau de bassin Rhône-Méditerranée-Corse. [en ligne] Adresse URL : <http://rdb.eaurmc.fr/>

Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 2001a. Qualité des cours d'eau, résultats 1999. Agence de l'eau, Lyon, 70 p.

Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 2001b. Qualité des cours d'eau, résultats 2000. Agence de l'eau, Lyon, 73 p.

Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 2003. Qualité des cours d'eau, résultats 2001. Agence de l'eau, Lyon, 73 p.

Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 2004. Réseau d'observation de l'eutrophisation des cours d'eau : résultats en 1998-1999 et tendances en 2002. Agence de l'eau, Lyon, 46 p.

REUTHER C., DOLCH D., GREEN R., JAHRL J., JEFFRIES D., KREKEMEYER A., KUCEROVA M., MADSEN A.B., ROMANOWSKI J., ROCHE K., RUIZ-OLMO J., TEUBNER J., TRINDADE A., 2000. Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Habitat, Hankensbüttel, 148 p.

REUTHER C., 2004. Koordinaten, Karten, Krisenmanagement. Otter-Post, Aktion Fischotterschutz, Hankensbüttel, 40 p.

RIDOUX V., LAFONTAINE L., BUSTAMANTE P., CAURANT F., DABIN W., DELCROIX C., HASSANI S., MEYNIER L., DA SILVA V.P., SIMONIN S., ROBERT M., SPITZ J., VAN CANNEYT O., 2004. The impact of the « Erika » oil spill on pelagic and costal marine mammals: combining demographic, ecological, trace metals and biomarker evidences. *Aquat. Living Resour.*, 17: 379-387.

RODIER J., 1989. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Dunod, Paris, 554 p.

ROMANOWSKI J., BRZEZINSKI M., CYGAN J.P., 1996. Notes on the technique of the otter field survey. *Acta Theriol.*, 41 (2): 199-204.

ROMANOWSKI J., BRZEZINSKI M., 1997. How standard is the standard technique of the otter survey ? *IUCN Otter Spec. Group Bull.*, 14 (2): 57-61.

ROOS A., GREYERZ E., OLSSON O., SANDEGREN F., 2001. The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to \sum DDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environ. Pollut.*, 111: 457-469.

ROSOUX R., 1995. Cycle journalier d'activités et utilisation des domaines vitaux chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans le Marias Poitevin. *Cah. Ethol.*, 15 (2-3-4): 283-306.

ROSOUX R., GREEN J., 2004. La loutre. Belin, Paris, 96 p.

ROSOUX R., TOURNEBIZE T., 1995. Analyses des causes de mortalité chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans le Centre-Ouest atlantique (France). *Cah. Ethol.*, 15 (2-3-4): 337-350.

ROSOUX R., TOURNEBIZE T., MAURIN H., BOUCHARDY C., 1995. Etude de la répartition de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) en France. Actualisation 1993. *Cah. Ethol.*, 15 (2-3-4): 195-206.

RUIZ-OLMO J., GOSALBEZ J., 1997. Observations of the sprainting behaviour of the otter *Lutra lutra* in the NE Spain. Acta Theriol., 42 (3): 259-270.

RUIZ-OLMO J., MARSOL R., 2002. New information on the predation of fish eating birds by the eurasian otter (*Lutra lutra*). UICN Otter Spec. Group Bull., 19 (2): 103-106.

RUIZ-OLMO J., SAAVEDRA D., JIMENEZ J., 2001. Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). J. Zool. Lond., 253: 359-369.

-S-

SAEED A., HANSEN L.G., 1997. Morphometric changes in the prepubertal female rat thyroid gland following acute exposure to 2,2',4,4'-tetrachlorobiphenyl and Aroclor 1242. J. Toxicol. Health, 51(5): 503-513.

SATOH M., KOYAMA H., KAJI T., KITO H., TOHYAMA C., 2002. Perspectives on cadmium toxicity research. Toyoku J. exp. Med., 196, 23-32.

SCHAEFFER E., LEVIN E.D., BOWMAN R.E., 1984. Pathology of chronic polychlorinated biphenyl (PCB) feeding in rats. Toxicol. appl. Pharmacol., 75: 278-288.

Syndicat Mixte d'Aménagement Rural de la Drôme, 1997. Bilan de la qualité 1996 des rivières – lot n°1 : Drôme-Vernaison. 47 p.

SMITH A.G., 1991. Chlorinated Hydrocarbon Insecticides. In : Hayes W.J., Lawes E.R. (eds). Handbook of pesticides toxicology. Volume 2. Classes of pesticides. Academic Press, San Diego, California, 731-915.

STORELLI M.M., MARCOTRIGIANO G.O., 2001. Total mercury levels in muscle tissue of swordfish (*Xiphias gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). J. Food Prot., 64 (7): 1058-1061.

STORELLI M.M., GIACOMINELLI-STUFFLER R., STORELLI A., D'ADDABBO R., PALERMO C., MARCOTRIGIANO G.O., 2003. Survey of total mercury and methylmercury levels in edible fish from the Adriatic Sea. *Food Addit Contam.*, 20 (12): 1114-1119.

STORELLI M.M., STORELLI A., D'ADDABBO R., BARONE G., MARCOTRIGIANO G.O., 2004. Polychlorinated biphenyl residues in deep-sea fish from Mediterranean Sea. *Environ. int.*, 30: 43-349.

SUNDQVIST C., AMADOR A.G., BARTKE A., 1989. Reproduction and fertility in the mink (*Mustela vison*). *J. Reprod. Fertil.*, 85 (2): 413-441.

-T-

TEIL M.J., BLANCHARD M., CARRU A.M., CHESTERIKOFF A., CHEVREUIL M., 1996. Partition of metallic and organochlorinated pollutants and mono-ortho-substituted PCB pattern in the trophic web from different areas of the river Seine. *Sci. total Environ.*, 181: 111-123.

TRANS M., HUGLA J.L., LIBOIS R.M., ROSOUX R., THOME J.P., 1996. Contamination of European otters (*Lutra lutra*) by PCB congeners and organochlorinated pesticides in the wetlands of western France. *Neth. J. Zool.*, 46: 326-336.

TRYPHONAS H., FEELEY M., 2001. Polychlorinated biphenyl-induced immunomodulation and human health effects. In: Robertson L.W., Hansen L.G. (eds). *PCB, recent advances in environmental toxicology and health effects*. University press of Kentucky, Lexington, USA, 193-209.

TRYPHONAS H., HAYWARD S., O'GRADY L., 1989. Immunotoxicity studies of PCB (Aroclor 1254) on specific and non-specific immune parameters in the rhesus (*Macaca mulatta*) monkey. *Fund. appl. Toxicol.*, 16: 773-786.

-U-

USERO J., IZQUIERDO C., MORILLO J., GRACIA I., 2004. Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environ. Int.*, 29 (7): 949-956.

-V-

VAN DEN BERG K.J., ZURCHER C., BROUWER A., 1988. Effects of 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl on thyroid function and histology in marmoset monkeys. *Toxicol. Lett.*, 41 (1): 77-86.

-W-

WADE M.G., FOSTER W.G., YOUNGLAI E.V., MACMAHON A., LEINGARTENER K., YAGMINAS A., BLAKEY D., FOURNIER M., DESAULNIERS D., HUGHES C.L., 2002. Effects of subchronic exposure to a complex mixture of persistent contaminants in male rats: systemic, immune, and reproductive effects. *Toxicol. Sci.*, 67 (1): 131-143.

WANG S.L., LIN C.Y., GUO Y.L., LIN L.Y., CHOU W.L., CHANG L.W., 2001. Infant exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls (PCDD/Fs, PCBs) – correlation between prenatal and postnatal exposure. *Chemosphere*, 54 (10): 1459-1473.

WEBER D., 1990. La fin de la loutre en Suisse. Rapport final du « Groupe Loutre Suisse ». *Cah. Environ.*, 128: 79-88.

WREN C.D., HARRIS S., HARTTRUP N., 1995. Ecotoxicology of mercury and cadmium. In: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton JR. GA and Cairns Jr.J (eds). *Handbook of Ecotoxicology*, Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Florida, 392-423.

WREN C.D., STOKES P.M., FISCHER K.L., 1986. Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. *Can. J. Zool.*, 64: 2854-2859.

-Y-

YAMAGUCHI N., GAZZARD D., SCHOLEY G., MACDONALD D.W., 2003. Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential effects on top predators. *Chemosphere*, 50: 265-273.

YU H.S., LEE C.H., HO C.K., GUO Y.L., 2001. Environmental and occupational skin diseases in Taiwan. *J. Dermatol.*, 28 (11): 628-31.

-Z-

Zone Atelier Bassin du Rhône. Page consultée le 13 décembre 2003. Zone Atelier bassin du Rhône. [en ligne] Adresse URL : <http://graie.org/zabr/>

Zone Atelier Bassin du Rhône, 2001. Projet de zone atelier « bassin du Rhône », version finale. ZABR, Lyon, 70 p.

Titre : Etude écotoxicologique et environnementale de la rivière Drôme : application à la survie de la loutre

Dans les années 1950-60, un déclin des populations de loutre a été observé dans tous les pays européens. Différentes causes sont à l'origine de ce déclin : chasse, destruction de l'habitat, eutrophisation et pollution chimique. Un facteur semble occuper une place prépondérante dans cette disparition : la contamination des chaînes alimentaires par les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles.

En France, les populations de loutre ont disparu de nombreux départements, mais restent présentes dans le Massif Central et sur la côte Atlantique. Il existe également une population résiduelle en Alsace, provenant d'une campagne de réintroduction.

Dans le cadre de la ZABR (Zone Atelier du Bassin du Rhône) et en collaboration avec le CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes), nous avons réalisé une étude sur le département de la Drôme afin d'évaluer le statut des populations de loutre sur ce département. En parallèle, une étude écotoxicologique de cette rivière a été menée, avec analyse des polluants bioaccumulatifs (PCBs, organochlorés et métaux) le long de la chaîne alimentaire. Une enquête sociologique a permis d'évaluer l'état de connaissance et la perception de cet animal par les usagers de la rivière (pêcheurs, chasseurs, kayakistes...).

La loutre est-elle présente sur la Drôme ? Ce milieu est-il apte à la survie de cet animal ? Quel est l'état de pollution de cette rivière ? Quelles comparaisons est-il possible de réaliser avec les populations ardéchoises et alsaciennes ? Voici les principales questions auxquelles nous avons tenté de répondre.

Mots clés : loutre – *Lutra lutra* – polychlorobiphényles – métaux lourds - Ardèche – Drôme - Alsace

Title : Ecotoxicological and environmental study of the Drôme river : application to the survival of the otter

In the late 1950s and 1960s, a steep decline in otter (*Lutra lutra*) populations took place throughout most of Western Europe. Many different explanations for this decline have been presented; e.g. hunting, habitat destruction, eutrophication, and toxic chemicals. A factor seems to occupy a dominating place in this disappearance: contamination of the food chains by organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs).

In France, otter populations disappeared from many regions, but remain present in the Massif Central and on the Atlantic coast. There is also a residual population in Alsace, coming from a reintroduction campaign.

With the ZABR (Zone Atelier Bassin du Rhône) and in collaboration with the CORA (Centre Ornithologique Rhône-Alpes), we conducted a study on the Drôme river in order to evaluate the status of the local otter populations.

In parallel, an ecotoxicological study of this river was undertaken, with analysis of the cumulative pollutants (PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals) along the food chain. A sociological survey evaluated the status of knowledge and the perception of this animal by the users of the river (fishermen, hunters, kayakers, etc).

Are otters present on the Drôme river bassin? Is this habitat suited to the survival of this animal? What is the status of pollution of this river? Which comparison can be made with the Ardèche and Alsace populations? Here are the major questions, which we tried to answer.

Keywords : otter – *Lutra lutra* – polychlorinated biphenyls – heavy metals – Ardèche – Drôme - Alsace

Discipline : Toxicologie

Unité Mixte de Recherche INRA-ENVL 1233 : « Mycotoxines et Toxicologie comparée des xénobiotiques »

Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon – 1 avenue Bourgelat – 69280 MARCY L'ETOILE

