



HAL
open science

Bioindicateurs des variations environnementales chez les végétaux

Lila Ferrat

► **To cite this version:**

Lila Ferrat. Bioindicateurs des variations environnementales chez les végétaux. Ecologie, Environnement. Université Pascal Paoli, 2010. tel-00593175

HAL Id: tel-00593175

<https://theses.hal.science/tel-00593175>

Submitted on 13 May 2011

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.

Université de Corse
UFR Sciences et Techniques

Habilitation à Diriger des Recherches
Discipline : Biologie des populations et Ecologie

BIOINDICATEURS DES VARIATIONS ENVIRONNEMENTALES CHEZ LES VEGETAUX

Lila FERRAT

Soutenance prévue le 18 Janvier 2010 devant la commission composée de :

Maria BEBIANNO - Professeur Université du Faro, Portugal
Liliane BERTI - Professeur Université de Corse
Thierry GAUQUELIN- Professeur Université de Provence
Vanina PASQUALINI - Professeur Université de Corse
Christine PERGENT-MARTINI - Docteur HDR Université de Corse
Michèle ROMEO - Chargée de Recherches INSERM, HDR, Université de Nice

Table des matières

<u>NOTICE DES TITRES & TRAVAUX</u>	5
I. CURRICULUM VITAE	5
1. ETAT CIVIL	5
2. SITUATION ACTUELLE ET FORMATIONS	5
3. AUTRES QUALIFICATIONS	6
II. ACTIVITES PEDAGOGIQUES	6
III. ACTIVITES ADMINISTRATIVES ET COLLECTIVES	7
1. RESPONSABILITES PEDAGOGIQUES D'UNITES D'ENSEIGNEMENT	7
2. RESPONSABILITE PEDAGOGIQUE DE FORMATIONS	8
3. IMPLICATION DANS LA MISE EN PLACE DE NOUVELLES FILIERES	8
IV. RESPONSABILITES SCIENTIFIQUES	9
1. RESPONSABILITE DE PROGRAMMES DE RECHERCHE	9
2. PARTICIPATION A DES PROGRAMMES DE RECHERCHE	10
3. ENCADREMENT DE JEUNES CHERCHEURS	11
4. ORGANISATION DE MANIFESTATIONS SCIENTIFIQUES	13
5. REFERE POUR DES REVUES INTERNATIONALES	13
6. FONCTIONS ELECTIVES	13
V. LISTE DES PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES	14
1. PUBLICATIONS INTERNATIONALES DANS DES REVUES INDEXEES AU JCR	14
2. ARTICLES INTERNATIONAUX SOUMIS OU EN PREPARATION	17
3. PUBLICATIONS INTERNATIONALES DANS DES REVUES A COMITE DE LECTURE	18
4. COMMUNICATIONS DANS DES CONFERENCES INTERNATIONALES	19
5. RAPPORTS SCIENTIFIQUES	23
VI. RESUME DES ACTIVITES DE RECHERCHE	24
<u>ACTIVITES DE RECHERCHE</u>	25
I. REPONSES DES MAGNOLIOPHYTES AQUATIQUES AUX VARIATIONS DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES	29
1. UTILISATION D'INDICATEURS SPATIO-TEMPORELS ET MORPHOLOGIQUES SUR LES PEUPEMENTS DE MAGNOLIOPHYTES LAGUNAIRES	30
2. UTILISATION D'INDICATEURS A DIFFERENTS NIVEAUX D'INTEGRATION CHEZ <i>POSIDONIA OCEANICA</i>	34
3. PUBLICATIONS AFFERENTES	47
II. REPONSES DES PEUPEMENTS FORESTIERS AUX VARIATIONS DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES	50
1. UTILISATION D'INDICATEURS MORPHOLOGIQUES CHEZ <i>PINUS LARICIO</i>	51
2. UTILISATION D'INDICATEURS A DIFFERENTS NIVEAUX D'INTEGRATION CHEZ <i>PINUS LARICIO</i>	54
3. PUBLICATIONS AFFERENTES	61
<u>CONCLUSIONS & PERSPECTIVES</u>	63
<u>PRINCIPALES PUBLICATIONS</u>	76

NOTICE DES TITRES & TRAVAUX

I. CURRICULUM VITAE

1. Etat civil

Lila FERRAT

Née le 27 novembre 1972, à Chaumont
Nationalité française
Vie maritale, 2 enfants (nés en 2004 et 2006)



Adresse personnelle :

9, avenue Xavier Luciani
20250 CORTE
Tél. : 04-95-31-35-98

Adresse professionnelle :

Equipe Feux de Forêts,
UMR CNRS 6134
Université de Corse, BP 52, 20250
CORTE
Tél. : 04-95-45-02-68
Email : ferrat@univ-corse.fr

2. Situation actuelle et formations

Depuis septembre 2005 : Maître de Conférences à l'Université de Corse

Equipe de recherches sur les feux de végétation, Laboratoire SPE, UMR CNRS 6134

Septembre 2002-Septembre 2005 : Maître de Conférence à l'Université de Corse

Equipe « Ecosystèmes Littoraux ».

2001-2002 : ½ ATER à l'Université de Corse, Equipe écosystèmes littoraux

1999 - 2001 : Thèse de Doctorat en biologie, spécialité écologie marine

"Réaction de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* en réponse à des stress environnementaux ", sous la direction du Dr C. Pergent-Martini (Université de Corse) et du Dr M. Roméo (Université de Nice). Soutenue le 17 décembre 2001, avec la mention très honorable et les félicitations du jury. Ce travail a été financé par une Bourse de Recherche (BR) de la Collectivité Territoriale de Corse.

1998 : Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées "Ecosystèmes Méditerranéens". Mention Bien,
Université de Corse.

1997 : Maîtrise Sciences de l'Environnement – Océanologie - Option Biologie Marine. **Mention Assez Bien**, Université de Bordeaux I.

1996 : Licence de Biologie Cellulaire et Physiologie Animale. Université de Limoges.

1995 : DEUG Sciences de la Nature et de la Vie. **Mention Assez Bien**, Université de Limoges.

3. Autres qualifications

- Brevet de plongeur autonome, niveau III (F.F.E.S.S.M.)
- Brevet de plongeur professionnel (CAH : Classe B, Niveau I, Ministère du Travail)
- Brevet de secourisme
- Permis bateau

II. ACTIVITES PEDAGOGIQUES

Mes enseignements, tous dispensés à l'Université de Corse, couvrent l'ensemble des cycles universitaires et concernent aussi bien des travaux pratiques (laboratoire et sorties sur le terrain), que des travaux dirigés mais aussi des cours magistraux.

Mes enseignements abordent des thématiques variées comme l'écologie fondamentale et appliquée, l'écotoxicologie, la biologie et la physiologie végétale, la physiologie animale, les ressources marines, la didactique.

J'assure également les cours de techniques documentaires, techniques d'expression et écologie dans le cadre de la Licence Sécurité des Biens et des Personnes de la Formation Continue.

Depuis mon recrutement comme Maître de Conférences, ma charge d'enseignement est au minimum de 192h équivalent TD par an, à l'exception des années 2003/04 et 2005/06 pour congés de maternité.

Les enseignements dispensés (Tableau I) à l'Université de Corse ont été réalisés en tant que :

- ↪ Maître de Conférences : depuis 2002
- ↪ ATER : 2001/2002
- ↪ Moniteur : 1999/2002

Tableau I : Récapitulatif des heures d'enseignement par filière
 (* Demi-service pour congé maternité)

Années	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10
DEUG SV1/ L1 Biologie Biologie et physiologie Végétale	35	35	35				5					
DEUG SV2 / L2 Biologie Physiologie animale Ecologie appliquée	15 15	30	30	13	32		57		45	57	60	60
Licence / L3 Biologie Ecologie Techniques expression-rédaction Physiologie animale				20 27	11 15		27	16 28	6 20	27 46	45	
IUP 2 Ecologie Techniques d'expression				16	16 6	16	9	22	22			
Maîtrise/IUP 3/ M1 Environnement Ecologie/Ecotoxicologie Ressources aquacoles Projet professionnel/				22	16 38 15	16 49 13	19 16	8	59 6	64	88	61 15
DESS/DEA/Master 2 Ecologie/Ecotoxicologie Ressources aquacoles					42			29	25			50
IUT GE Biologie végétale					35							
Formation continue (Sécurité des biens et des personnes)							59				6	10
Total / année (h. eq. TD)	65	65	65	98	223	96*	192	103*	183	194	193	196

III. ACTIVITES ADMINISTRATIVES ET COLLECTIVES

1. Responsabilités pédagogiques d'unités d'enseignement

- **(2004-2007)** en Licence de Biologie, pour les UE d'Ecologie Appliquée (2^e année) et Traitement des analyses (3^e année) et Master Gestion Intégrée du Littoral et des Ecosystèmes pour l'UE de Gestion des ressources (1^e année) et Chimie des contaminants (2^e année).
- **(2008-2012)** en Licence de Biologie, pour les UE d'Ecologie Appliquée (2^e année), Traitement des analyses (3^{ème} année) et Physiologie Animale (2^e et 3^e années). En Master Gestion Intégrée du Littoral et des Ecosystèmes (1^{ère} année) pour les UE de Gestion des ressources et de Statistiques, en Master BIOVEDD pour les UE Fonctionnement des Ecosystèmes (1^{ère} année), Management et gestion de projet, Biosurveillance des phytoressources, Risques et conservation des phytoressources (2^e année).

2. Responsabilité pédagogique de formations

- **Des deux années de DEUG de Biologie (2003-2004)** : L'absence de responsable pédagogique de DEUG Sciences de la Vie et de la Terre, en 2003, m'a offert l'opportunité de participer pleinement au fonctionnement de la faculté des Sciences et Techniques de l'Université de Corse. J'ai assuré cette fonction, en collaboration à 50% avec le docteur Vanina Pasqualini, jusqu'à la mise en place du LMD à la rentrée 2004. Cette responsabilité pédagogique a consisté à établir les emplois du temps, à superviser les examens, à établir les procès verbaux, à assumer au quotidien une grande partie des tâches administratives et ce pour les deux années du DEUG.
- **De l'IUP 3 Génie de l'Environnement (2005-2007)** : J'ai assuré cette fonction, en collaboration à 50% avec le docteur Vanina Pasqualini, jusqu'à la transformation de l'IUP en Master BIOVEDD en 2008.
- **Du Master BIOVEDD 2^e année (2009-2010)** : J'assume pleinement cette fonction depuis le mois de Juin 2009. En plus des responsabilités pédagogiques et administratives classiques, je me suis attachée à intégrer l'alternance en entreprise dans ce master et à mettre en place un projet professionnel « Réactualisation du DOCOB 2005-Golfe de Lava » pour la DREAL Corse.

3. Implication dans la mise en place de nouvelles filières

- **Du LMD (2003-2004) : Participation à la demande de création du Master Gestion Intégrée du Littoral et des Ecosystèmes (Master GILE, options professionnelle et recherche, sur deux années).** Cette formation a été ouverte à la rentrée 2004. Compte tenu (i) de l'importance du littoral en Corse (1 000 km de côtes), (ii) de l'intérêt croissant pour l'étude des écosystèmes littoraux dans le bassin méditerranéen et (iii) de la demande de compétences nécessaires à la protection et la valorisation d'un patrimoine écologique exceptionnel, il a été possible de créer une formation essentiellement ciblée sur le milieu littoral. Elle vise à fournir aux étudiants une vision précise et réaliste des problèmes d'aménagements et d'exploitations des ressources inhérentes à ce milieu. Elle doit leur permettre d'accéder à des emplois de niveau ingénieur dans des organismes concernés par ce milieu ou d'intégrer, en tant que spécialistes, des structures qui s'insèrent dans une démarche d'aménagement intégré des zones côtières.

- **De la maquette de l'école d'ingénieur POLYTECH ENVI (2008)** : Elaboration des programmes des modules de connaissances biologiques, Gestion et Traitement de l'air, Risques sanitaires et sociaux, écotoxicologie.

- **De la nouvelle offre de formation de l'Université de Corse (2008) : Participation à la demande de création du Master Gestion de l'Environnement, spécialité « Bioressources Végétales et Développement Durable » (Master BIOVEDD, options professionnelle et recherche, sur deux années).** La première année de cette formation a été ouverte à la rentrée 2008. Le master BIOVEDD correspond à la transformation de l'IUP Génie de l'Environnement existant dans la carte de formation de l'Université de Corse depuis l'année 2000. Ce nouveau master BIOVEDD cible en partie les objectifs de l'ancien IUP avec un niveau adapté à un grade supérieur.

Cette formation à la fois fondamentale et appliquée fournit à l'étudiant une large palette de compétences en écologie végétale et dans les différents domaines de biotechnologies. L'acquisition de ces multi-compétences est en adéquation avec les demandes d'offres locales et nationales orientées vers la gestion des bioressources végétales méditerranéennes dans une perspective de développement durable. De plus, cette formation répond à des besoins sociaux, économiques et écologiques au niveau de la région corse. En effet, la Collectivité Territoriale de Corse a inscrit dans ses orientations générales de la politique forestière, et la nécessité de créer une formation aux métiers de la forêt méditerranéenne en matière d'environnement, de production (bois d'œuvre, bois d'énergie) et d'accueil au public.

IV. RESPONSABILITES SCIENTIFIQUES

1. Responsabilité de programmes de recherche

- **Co-Responsable du Réseau Caulerpe Région Corse (2004-2005)** : l'Université, autorité scientifique du réseau, assure une mission d'expertise et de gestion, la programmation des actions et la définition des orientations stratégiques du réseau. J'ai assuré cette responsabilité en collaboration avec M. Laudato, service mer, OEC.

Financier : Office de l'Environnement de la Corse

- **Responsable et porteur du projet GILCO « Gestion Intégrée du Littoral de la Corse-Transport et impact des contaminants en milieu littoral »** en réponse à l'appel à proposition 2003 pour le Contrat de Plan Etat-Région

Financement : CTC/DDRT Appel Régional à Proposition

Participants : Université de Corse, IFREMER Provence Azur Corse (PAC)

- **Co-responsable du premier axe du Groupement de Recherche (GDR, 2002 – 2006) : Gestion des Ecosystèmes littoraux Méditerranéens : Biosurveillance de l'environnement littoral.** Ce GDR comporte deux axes (i) la biosurveillance de l'environnement littoral, dont j'ai été responsable en collaboration avec R. Kantin de l'IFREMER jusqu'en 2004 et (ii) la caractérisation du milieu.

Financement : IFREMER Provence Azur Corse (PAC)

Participants : Université de Corse, IFREMER, GIS Posidonie, STARESO

- **Co-Responsable de l'axe 2.1 : Stress et Photosynthèse, du Programme Bio-ressources et changements environnementaux :** résistance, tolérance et valorisation des phyto-ressources dans le cadre de la Fédération de Recherche « Environnement et Société » (2009) en collaboration avec L. Urban (INRA)

Participants : Université de Corse, UR GEQA, CIRAD

- **Responsable de l'action 6.2 du programme de recherche INTERREG PROTERINA-C Marittimo-Italie-Sardaigne-Corse (2009-2011) :** Définitions de pratiques soutenables pour la prévention des risques incendie de forêt.

2. Participation à des programmes de recherche

Dans le cadre de mes activités de recherches, j'ai été amenée à participer à plusieurs programmes de recherches, impliquant des équipes nationales et internationales. Les principaux programmes de recherche, pour lesquelles ma participation a été active, sont regroupés dans le Tableau II.

Tableau II : Présentation des principaux programmes de recherche.

Année	Titre	Financement	Participants
2009-2011	Proterina C « Evaluation de l'impact des changements climatiques sur le risque incendie dans les espaces naturels et urbains »	CCE INTERREG IV	Université de Corse, ONF, OEC, Région Ligure, Sardaigne
2008-2009	Occupation de l'espace et histoire de la végétation, Programme Bio-ressources et changements environnementaux :résistance, tolérance et valorisation des phyto-ressources	FRES « Environnement et Société »	Université de Corse et INRA
2006-2008	Propagation et lutte contre les feux de forêts	ANR Blanc	Université de Corse, d'Aix-Marseille et de Nancy
2006-2008	Conséquences des brûlages dirigés sur le métabolisme primaire et secondaire de deux pins méditerranéens et relation avec les potentialités d'inflammation. GIS Incendie	Ministère de l'Agriculture et de la Pêche	Université de Corse, Université d'Aix Marseille I (IMEP, LBEM, CNRS), et CEREN
2006-2008	Bilan spatial sur les risques et la santé des forêts de pin maritime en Corse pour l'aide à la gestion durable	CTC (Office de Développement Agricole et Rural de la Corse)	Université de Corse et ODARC
2006-2008	Incendies de Forêts	Appel à Projet de Recherche Régional	Université de Corse et INRA
2003-2006	Mise en place du réseau de surveillance des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i> le long du littoral de la Corse (RSP)	CTC/OEC/Agence de l'eau RMC/DIREN	Université de Corse et GIS Posidonie (Centre de Corse)
2002-2006	Monitoring de la qualité des eaux et de l'environnement marin (MONIQUA)	CCE INTERREG III	Université de Corse, Province de Sassari et IFREMER
2002-2006	Impact de l'anthropisation et gestion des ressources marines en Méditerranée (IMAGE)	CCE INTERREG III	Universités de Cagliari, Corse, Pise et Sassari
1997-2001	Fonctionnement des écosystèmes lagunaires	MENESR PNOC	IFREMER, Université de Corse
1996-2000	Gestion des ressources issues des écosystèmes aquatiques du littoral méditerranéen	CCE INTERREG II	Universités de Cagliari, Corse, Pise et Sassari
1996-1998	Contrôle de l'expansion de <i>Caulerpa taxifolia</i> en Méditerranée	CCE LIFE (DG XI)	Universités d'Aix-Marseille II, Alicante, Barcelone, Corse, Gènes, Naples, Nice et Pise, CNRS, INSERM, IFREMER

3. Encadrement de jeunes chercheurs

- **Stage Maîtrise Sciences et Technologies Valorisation des Ressources Naturelles (2000) :** A. Bingert, Université de Corse : « Contamination au mercure organique et inorganique de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* : approche biomarqueur par les Glutathion S-Transférases.» en co-direction avec M. Roméo.
- **Stage Maîtrise Sciences et Technologies Valorisation des Ressources Naturelles (2001) :** A. Bethune, Université de Corse : « Mesure du stress oxydant induit par le mercure et mise en évidence des glutathion S-Transférases chez la phanérogame marine *Posidonia oceanica*, dans le cadre d'une approche biomarqueur » en co-direction avec M. Roméo.
- **Maîtrise des Sciences de l'Environnement, option océanographie biologique (2001) :** R. Gazzola, Université d'Aix-Marseille II : « Mise en évidence des Glutathion S-Transférases et étude

du stress oxydant après contamination au mercure chez *Posidonia oceanica* » en co-direction avec le Docteur M. Roméo.

- **DEA Océanologie (2002)** : N. Dampuré, Université de Liège : «Evaluation de la contamination métallique chez la Magnoliophyta *Posidonia oceanica*, comparaison avec les teneurs enregistrées chez les bivalves» en co-direction avec le Docteur C. Pergent-Martini.
- **DEA Biodiversité (2003)** : C. Lafabrie, Université de Corse : «Approche sur l'utilisation de *P. oceanica* dans le cadre d'une surveillance de la contamination métallique » en co-direction avec le Docteur C. Pergent-Martini.
- **DESS Environnement (2003)** : C. Gobin, Université de Corse : «Approche de la contamination métallique du littoral corse ».
- **Master 2 Gestion Intégrée du Littoral et des Ecosystèmes (2005)** : M. Cannac : «Utilisation des flavonoides chez *Posidonia oceanica* pour la gestion des milieux littoraux» en co-direction avec le Docteur V. Pasqualini.
- **Thèse de Doctorat de M. Cannac (2006, soutenue en décembre 2008)** : «Réponses morphologiques et physiologiques de *Pinus laricio* soumis à des brûlages dirigés » en co-direction avec les Docteurs V. Pasqualini (40%) et P. Santoni (20%).
- **IUP 3 Gestion de l'Environnement Littoral (2007)** : Virginie Depretz, Université de Corse : « Adaptations morphologiques de *Pinus laricio* au changement climatique ».
- **IUT Génie Biologique (2008)** : Isabelle Baconnais, Université de Brest : Réponses physiologiques à court terme du Pin laricio (*Pinus nigra ssp laricio* (Poir.) Maire var. *corsicana* (Loud.) Hyl.) au brûlage dirigé.
- **Master Ecologie (2008-2009)** : Almudena San Roman Sanz, Université Complutense de Madrid, bourse ERASMUS: Compilation de données historiques sur le feu, la couverture végétale,

l'utilisation des sols, et climatologiques en région Corse, intégration en SIG, en co-direction avec le Docteur V. Pasqualini.

- **Master Sciences Biologiques-Environnement (2009)** : Eva Fernandez Tendero, Université Complutense de Madrid & Université Libre de Bruxelles, bourse ARGO : Mécanismes de réponse de *Pinus laricio* au stress thermique généré par le brûlage dirigé, en collaboration avec les Docteurs V. Pasqualini ; L. Urban et I. Poggi (INRA).

4. Organisation de manifestations scientifiques

- **Participation à l'organisation du colloque Seagrass 2000** (4th International Seagrass Biology Workshop), qui a eu lieu en Corse en Septembre 2000, et qui a réuni 130 participants de 28 pays différents.
- **XVIII^{èmes} rencontres sur le Brûlage dirigé, à Corte (Corse, France) en Juin 2007**. Ces rencontres ont regroupé une centaine de participants provenant de différents pays méditerranéens (e.g. France, Portugal, Espagne). Elles intéressent particulièrement les praticiens (ONF, SDIS, Chambre d'agriculture,...), les scientifiques (e.g. Universités, INRA,...) et les institutionnels (e.g Conseil Généraux, DDAF,...) qui se sont regroupés au sein d'un réseau des équipes de brûlage dirigé. J'ai été responsable, en collaboration avec le Dr Pasqualini, de leur organisation à l'Université de Corse.

5. Référé pour des revues internationales

Différentes revues internationales me sollicitent régulièrement afin de participer à l'évaluation des articles qui leur sont soumis : Aquatic Botany, Aquatic Toxicology, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Chemistry and Ecology, Forest Ecology and Management, Hydrobiologia, Journal of Experimental Marine Biology, Marine Biology, Science of the Total Environment, Ecotoxicology and Environmental Safety.

6. Fonctions électives

Membre suppléant de la commission de spécialistes (2004-2007) de l'Université de Provence en section 67

V. LISTE DES PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

1. Publications internationales dans des revues indexées au JCR

RI 1: **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Fernandez C., Roméo M., 2002. Is glutathione transferase (GST) activity in *Posidonia oceanica* a stress response to mercury exposure? *Bulletin. of Marine Sciences*. 71 (3), 1176-1184. (IF 2008= 0,929).

RI 2 : Pergent-Martini C., Pasqualini V., Pergent G., **Ferrat L.**, 2002. Effect of a newly set up wastewater treatment plant on a seagrass bed – Medium term monitoring program. *Bulletin. of Marine Sciences*. 71 (3): 1227-1236 (IF 2008= 0,929).

RI 3: **Ferrat L.**, Bingert A¹, Roméo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(11) : 2365-2371 (IF 2008= 2,420).

RI 4 : **Ferrat L.**, Romeo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Effects of mercury on antioxidant mechanisms in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*, *Disease of Aquatic Organisms*, 50 : 157-160. (IF2008= 1,586).

RI 5 : **Ferrat L.**, Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., Romeo M., 2003. Mercury and non-protein thiol compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C.*, 134: 147-155. (IF₂₀₀₈= 2,530).

RI 6 : **Ferrat L.**, Fernandez C., Pasqualini V., Pergent G., Pergent-Martini C., 2003. Evolution and vitality of seagrasses in a Mediterranean lagoon. *Journal of Environmental Science and Health, part A*, 38:1459-1468. (IF₂₀₀₈= 1,002).

RI 7: **Ferrat L.**, Romeo M., Pergent-Martini C., 2003. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality, *Aquatic Toxicology*, 65 : 187-204. (IF₂₀₀₈= 3,517).

¹ Les étudiants encadrés sont soulignés.

RI 8 : Pergent-Martini C., Pasqualini V., **Ferrat L.**, Pergent G., Fernandez C., 2005. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia* 543: 233-243. (IF₂₀₀₈= 1,449).

RI 9 : Fernandez C., Pasqualini V., Boudouresque C.F., Johnson M., **Ferrat L.**, Caltagirone A., Mouillot D., 2006. Effect of an exceptional rainfall event on the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) stock and seagrass distribution in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68 (1-2) : 259-270. (IF₂₀₀₈= 2,072).

RI 10 : Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., **Ferrat L.**, Tomaszewski J.E., Pergent G., 2006. Conservation of wetlands : Vegetation monitoring in two Corsican Coastal lagoons (Western Mediterranean sea). *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 16: 43-60. (IF₂₀₀₈= 1,619).

RI 11 : Pergent G., Pasqualini V., Pergent-Martini C., **Ferrat L.**, Fernandez C., 2006. Variability of *Ruppia cirrhosa* in two coastal lagoons with differing anthropogenic stresses. *Botanica Marina*, 49: 103-110. (IF₂₀₀₈= 0,844).

RI 12 : Pergent-Martini C., Pasqualini V., **Ferrat L.**, Pergent G., 2006. Ecological Data in Integrated Coastal Zone Management: Concept or Reality? *Environmental Management*, 38(6) : 889-895. (IF₂₀₀₈ = 1,109).

RI 13 : Cannac M., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Pergent G., Pasqualini V., 2006. Effects of fish farming on flavonoids in *Posidonia oceanica*. *Science of the Total Environment*, 370 (1): 91-98. (IF₂₀₀₈= 2,579).

RI 14 : Cannac M., **Ferrat L.**, Barboni T., Pergent G., Pasqualini V., 2007. Influence of tissue handling on the flavonoid content of the aquatic plant *Posidonia oceanica*. *Journal of Chemical Ecology*, 33: 1083-1088. (IF₂₀₀₈= 2,327).

RI 15: Cannac M., Pasqualini V., Greff S., Fernandez C., **Ferrat L.**, 2007. Characterization of phenolic compounds in *Pinus laricio* needles and their responses to prescribed burning. *Molecules*, 12: 1614-1622. (IF₂₀₀₈= 1,340).

RI 16 : Vela A., Pasqualini V., Leoni V., Djelouli A., Langar H., Pergent G., Pergent-Martini C., **Ferrat L.**, Rhida M., Djabou H., 2008. Use of SPOT 5 and IKONOS imagery for mapping biocenoses in a Tunisian Coastal Lagoon (Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*: 79: 591-598. (IF₂₀₀₈= 2,072).

RI 17: Cannac M., Barboni T., **Ferrat L.**, Bighelli A., Castola V., Costa J., Trecul D., Morandini F., Pasqualini V., 2009. Oleoresin flow and chemical composition of *Pinus nigra* supsp *laricio* Corsican pine in response to prescribed burnings. *Forest Ecology and Management* 257: 1247-1254. (IF₂₀₀₈= 2,110).

RI 18 : Cannac M., Pasqualini V., Barboni T., Morandini F., **Ferrat L.**, 2009. Phenolic Compounds of *Pinus laricio* Needles: A Bioindicator of the Effects of Prescribed Burning in function of Season. *Science of the Total Environment*. 407: 4542-4548. (IF₂₀₀₈=2,579).

Le récapitulatif des publications dans des revues internationales indexées au JCR est présenté dans le Tableau III.

Tableau III : récapitulatif des publications dans des revues internationales indexées au JCR.

Numéro	Nom de la revue	Année	Facteur d'impact 2008
RI 1	<i>Bulletin of marine sciences</i>	2002	0,929
RI 2	<i>Bulletin of marine sciences</i>	2002	0,929
RI 3	<i>Environmental Toxicology and Chemistry</i>	2002	2,420
RI 4	<i>Disease of Aquatic Organisms</i>	2002	1,586
RI 5	<i>Comparative Biochemistry and Physiology Part C</i>	2003	2,530
RI 6	<i>Journal of Environmental Science and Health, part A</i>	2003	1,002
RI 7	<i>Aquatic Toxicology</i>	2003	3,517
RI 8	<i>Hydrobiologia</i>	2005	1,449
RI 9	<i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i>	2006	2,072
RI 10	<i>Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i>	2006	1,619
RI 11	<i>Botanica Marina</i>	2006	0,844
RI 12	<i>Environmental Management</i>	2006	1,109
RI 13	<i>Science of the Total Environment</i>	2006	2,579
RI 14	<i>Journal of Chemical Ecology</i>	2007	2,327
RI 15	<i>Molecules.</i>	2007	1,340
RI 16	<i>Estuarine Coastal and Shelf Science</i>	2008	2,072
RI 17	<i>Forest Ecology and Management</i>	2009	2,110
RI 18	<i>Science of the Total Environment</i>	2009	2,579

2. Articles internationaux soumis ou en préparation

RI 19: Cannac M., Ferrat L., Morandini F., Barboni T., Pasqualini V. Identification and changes of flavonoids in *Pinus laricio* needles after prescribed burnings. Article soumis dans *Chemoecology*. (IF₂₀₀₈= 1,446).

RI 20: Pasqualini V., Vignetta S., Cannac M., Riffard O., Panaiotis C., Ferrat L. A GIS-based multicriteria decision-making approach on values and risks of *Pinus pinaster* to sustainable forest management: a case study in the Corsican island, Western Mediterranean region. Article soumis dans *Journal of Environmental Management*. (IF₂₀₀₈= 1,794).

RI 21 : Ferrat L., Wyllie-Echeverria S., Cates R.G., Pergent-Martini C., Pergent G., Zou J., Romeo M., Pasqualini V., Fernandez C. *Posidonia oceanica* and *Zostera marina* as potential biomarkers of heavy metal contamination in estuarine and coastal systems. Article soumis dans *Ecological Indicators*. (IF₂₀₀₈= 1,984).

RI 22 : Cannac M., Pasqualini V., Joffre R., Rambal S., Santoni P.A., **Ferrat L.** Physiological Changes of *Pinus laricio* after Experimental Prescribed Burning: Pigments, Nitrogen and Carbon as needles chemical indicators of Thermal Stress. Article soumis dans *Forest Ecology and Management*. (IF₂₀₀₈= 2,110).

RI 23: **Ferrat Lila**, Morandini Frédéric, Baconnais Isabelle, Silvani Xavier, Berti Liliane, Cannac Magali, Giovannoni Laurianne, Pasqualini Vanina. Determination of short-term tolerance thresholds to prescribed burning on young *Pinus laricio*. Article soumis dans *Canadian Journal of Forest Research* (IF₂₀₀₈= 1,434).

RI 24 : Salivas-Decaux M., Bonacorsi M., **Ferrat L.** and Pergent G. Evaluation of Total mercury and Methyl-mercury contamination along Mediterranean coast, using the bio-indicator *Posidonia oceanica*. Article soumis dans *Science of the Total Environment* (IF₂₀₀₈= 2,579).

RI 25 : Cannac M., Depretz V., Pasqualini V., **Ferrat L.** Morphological responses of *Pinus laricio* to climatic changes. Article en préparation.

RI 26: Ferrat L., Lafabrie C., Romeo M., Pergent G., Pergent- Martini C. Phenolic compounds of *Posidonia oceanica*, bioindicators of metallic contamination? Article en préparation.

3. Publications internationales dans des revues à comité de lecture

PI 1 : **Ferrat L.**, Roméo M., Pergent-Martini C., 2000. Can GST activity in *Posidonia oceanica* be used to assess environmental mercury contamination levels? A preliminary study. *Biol. Mar. Médit.* 7 (2) : 369-372.

PI 2 : Fernandez, C., Pasqualini, V., Johnson, M., **Ferrat, L.**, Caltagirone, A. & Boudouresque, C.-F., 2003. Stock evaluation of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a lagoonal environment. In *Echinoderm Research 2001*. Féral J.P. & David B. eds., Balkema publ., Rotterdam : 319-323.

PI 3 : Leoni V., Fernandez C., Johnson M., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., 2003. Annual gonad index cycle in the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a lagoon and marine environment. In Echinoderm Research 2001. Féral J.P. & David B. eds. Balkema publ.Rotterdam.

PI 4 : Leoni, V., Fernandez, C., Johnson, M., **Ferrat, L.** & Pergent-Martini, C. 2003. Preliminary study on spawning periods in the sea urchin *Paracentrotus lividus* from lagoon and marine environments. In Echinoderm Research 2001. Féral J.P. & David B. eds. Balkema publ.Rotterdam.

4. Communications dans des conférences internationales

CI 1: **Ferrat L.**, Fernandez C., Dumay O., 1999. Analysis of the phenolic compounds in *Posidonia oceanica* from sites colonized by *Caulerpa taxifolia*.. 4th international workshop on *Caulerpa taxifolia*, 1-2 february 1999, Lerici – Italy.

CI 2 : Pergent-Martini C., Pergent G., Fernandez C., **Ferrat L.**, 1999. Value and use of *Posidonia oceanica* as a biological indicator. 4TH international conference on the Mediterranean coastal environment, 9-13 november 1999, Antalya – Turkey, vol. 3 : 73-90.

CI 3 : Dumay O., Cinelli F., Dini F., Fernandez C., **Ferrat L.**, Pergent G., Pergent-Martini C., Piazzì L., 2000. Dynamique compétitive entre l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* et la phanérogame marine *Posidonia oceanica* : approche préliminaire. Congrès “Environnement et identité en Méditerranée”, Interreg II, 13-16 juin 2000, Corte, France .

CI 4 : Leoni V., Fernandez C., Johnson M., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., 2001. Annual gonadic index cycle in the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a lagoonal and marine environment. 6th European Conference on Echinoderms, 3-7 September 2001 Banyuls-sur-mer, France, p49.

CI 5: Fernandez C., Dumay O., **Ferrat L.**, Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 2001. Monitoring aquatic phanerogam beds in various corsican coastal lagoons XXXVI^{eme} Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée, 21-28 septembre 2001, Monaco, vol. 36, p382.

CI 6: **Ferrat L.**, Roméo M., Pergent-Martini C., 2001. Biochemical response of *Posidonia oceanica* to a metallic stress. XXXVI eme Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée, 21-28 septembre 2001, Monaco, vol 36, p-123-124.

CI 7 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Gnassia-Barelli M., Roméo M., 2001. Measurement of stress response to mercury in *Posidonia oceanica*. 5th international conference on Oxygen, free radicals and oxidative stress in plants, 19-21 November 2001 Nice, France, p 121.

CI 8 : **Ferrat L.**, Pasqualini V., Fernandez C., Pergent G., Pergent-Martini C., 2002. Evolution and vitality of seagrasses in a Mediterranean lagoon: Urbino lagoon (Corsica, France). EPMR 2002, International conference Environmental problems of the Mediterranean region, 12-15 April 2002, Near East University, Nicosia, North Cyprus.

CI 9 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Roméo M., 2002. Approche multimarqueurs chez *Posidonia oceanica* pour l'évaluation des niveaux de pollution en Méditerranée. Congrès "Environnement et identité en Méditerranée", juin 2002, Corte, France .

CI 10 : Pergent G., Yen M.D., Pergent-Martini C., **Ferrat L.**, Roméo M., Ngung N.P., 2002. Contribution à la caractérisation des phanérogames marines du Parc National de Cat Ba (Baie d'Along, Vietnam). Congrès "Environnement et identité en Méditerranée", 11-14 juin 2002, Corte, France .

CI 11 : Fernandez C., Pasqualini V., Caltagirone A., Mouillot D., Johnson M., **Ferrat L.**, Boudouresque C.F., 2002. Evolution à long terme d'un stock d'oursin en milieu lagunaire
Congrès "Environnement et identité en Méditerranée", 11-14 juin 2002, Corte, France .

CI 12: **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Romeo M., Pergent G., 2003. The use of watersoluble phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica* for the evaluation of levels of pollution in the Mediterranean. MEDCOAST 03 International Conference, October 7-11, 2003, Ravenna, Italy.

CI 13 : Lafabrie C., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Kantin R., Pergent G., Andral B., 2005. Spatiotemporal evaluation of metallic contamination in *Posidonia oceanica*. MEDCOAST 05 International Conference, 25-29 October 2005, Kusadasi, Turkey.

CI 14 : Pergent-Martini C., Kantin R., Pergent G., Andral B., **Ferrat L.**, 2005. Seagrass watch, a new tool to monitor metallic contamination ? MEDCOAST 05 International Conference, 25-29 October 2005, Kusadasi, Turkey.

CI 15 : Cannac, M., Syx G., Voron E., **Ferrat L.**, Santoni P.A., Planelles G., Pasqualini V., 2006. Morphological responses of *Pinus laricio* in Corsican island to prescribed burning. In “First International Symposium on Environment Identities and Mediterranean Area”, University of Corsica/IEEE Publ., Corte-Ajaccio – France, July 9-13 2006, CD-RUM.

CI 16 : Pasqualini V., Ballini C., Robles C., Korboulewsky N., **Ferrat L.**, Bonnin G., 2006. Seasonal variations of water status and SPOT NDVI in Mediterranean woody plants. In “First International Symposium on Environment Identities and Mediterranean Area”, University of Corsica/IEEE Publ., Corte-Ajaccio – France, July 9-13 2006, CD-RUM.

CI 17: Cannac M., **Ferrat L.**, Pasqualini V., 2007. Short term responses of Corsican pine morphological parameters to climatic changes. In “International Conference on the Environment: Survival and Sustainability”, Near East University, Northern Cyprus, 19-24 February, 2007.

CI 18: Cannac M., **Ferrat L.**, Morandini F., Chiaramonti N., Santoni P.A., Pasqualini V., 2007. Bioindicators for the short-term response of *Pinus laricio* needles to thermal pruning. 4 th International Wildland Fire Conference, Seville, Spain, 13-17 May 2007.

CI 19: Cannac M., Barboni T., **Ferrat L.**, Costa J, Pasqualini V., 2008. Response of flow and volatile fraction of the *Pinus laricio* oleoresin to prescribed burning. V International Symposium On Sustainable Management Of The Forestry Resources. Cuba, Pinar Del Rio, April 23-26, 2008.

CI 20 : Cannac M., **Ferrat L.**, Bighelli A., Castola V., Pasqualini V., 2008. Flow and chemical composition of the non-volatile fraction of *Pinus laricio* resin in response to prescribed burning. In "Fire in the Southwest: Integrating Fire into Management of Changing Ecosystems", Tucson, Arizona, January 28-31, 2008.

CI 21 : Salivas-Decaux M., Alglave C., **Ferrat L.**, Bakran-Petricioli T., Pergent-Martini C., Turk R., Pergent G., 2009. Evaluation of coastal contamination by trace-metals using the seagrass *Posidonia oceanica*, International Expert Meeting on The impacts of human activities at sea, on the coast and in its hinterland on the Northern Adriatic's biodiversity. *Varstvo Narave* 22, 147-156.

CI 22: Cannac M., Pasqualini V., Santoni P.A, **Ferrat L.**, 2008. Foliar pigments, nitrogen and carbon isotope in a corsican pine forest with varying seasons of prescribed burning. 24th Tall Timbers Fire Ecology Conference. Florida, Tallahassee, January 11-15, 2009.

CI 23: **Ferrat L.**, Morandini F., Baconnais I., Silvani X. Berti L., Pasqualini V., 2009. Impact of heat stress on *Pinus laricio*: determining tolerance levels to prescribed burning through field experimentation. 24th Tall Timbers Fire Ecology Conference. Florida, Tallahassee, January 11-15, 2009.

CI 24 : Cannac M., Pasqualini V., Barboni T., Morandini F., **Ferrat L.**, 2009. Are phenolic compounds relevant bioindicators to evaluate the effects of prescribed burnings? International Congress Fire Ecology & Management: Fire as a global process. Savannah, Georgia, USA 30 November-4 December, 2009.

CI 25: Pasqualini V., Vigetta S., Cannac M., Riffard O., Panaïotis C., **Ferrat L.**, 2009. Determining the values and risks of *Pinus pinaster* Ait. to fire: A GIS-based multicriteria decision-making approach for sustainable forest management in Corsica, Western Mediterranean. International Congress Fire Ecology & Management: Fire as a global process. Savannah, Georgia, USA 30 November-4 December, 2009.

CI 26 : San Roman Sanz A., **Ferrat L.**, Mouillot F., Pasqualini V., 2009. Long-term forest dynamic in Mediterranean mountains (Corsica, France). International Congress Fire Ecology & Management: Fire as a global process. Savannah, Georgia, USA 30 November-4 December, 2009.

5. Rapports scientifiques

RS 1 : Fernandez C., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Pergent G., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse & IFREMER, 46p.

RS 2 : **Ferrat L.**, 2001. Réaction de la Magnoliophyta marine *Posidonia oceanica* en réponse à des stress environnementaux. Thèse de Doctorat, Université de Corse, Décembre 2001.

RS 3 : Vela A., Pasqualini V., Pergent-Martini C., Leoni V., Pergent G., Borges M., Mimault B., **Ferrat L.**, 2001. Etat de référence des principales espèces patrimoniales du Parc marin International des Bouches de Bonifacio. Rapport Office de l'Environnement / GIS Posidonie - Centre de Corse N°0102, GIS Posidonie édit., Corte : 1-62.

RS 4 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Cancemi G., Mimault B., 2002. Etude de l'anthropisation des herbiers à *Posidonia oceanica* dans le périmètre de la réserve naturelle des Bouches de Bonifacio. Rapport Office de l'Environnement / GIS Posidonie - Centre de Corse N°0119, GIS Posidonie édit., Corte :1-45.

RS 5 : Pasqualini V., **Ferrat L.**, Vigetta S., Cannac M., 2008. Bilan spatial sur les valeurs et les risques du pin maritime en Corse pour l'aide à la gestion durable. Contrat de collaboration de recherche Université de Corse (UMR CNRS 6134 SPE, Equipe Feux) & ODARC : 1-46.

RS 6 : Pasqualini V., Fernandez C., Giroud F., Bousquet-Melou A., Cannac M., **Ferrat L.**, Gauquelin T., Greff S., Guilnard M., Lavoit A.V., Mevy J.P., Picard C., Vila B., 2009. Conséquences des brûlages dirigés sur le métabolisme primaire et secondaire de deux pins méditerranéens et relation avec les potentialités d'inflammation. Convention n° E 11 / 07 Ministère de l'agriculture et de la pêche / Université de Corse / Université de Provence / CEREN (GIS Incendie), 74 p.

VI. RESUME DES ACTIVITES DE RECHERCHE

L'ensemble de mes recherches à l'Université de Corse porte sur l'utilisation des organismes comme descripteurs de la qualité du milieu. En effet, certains organismes sont très sensibles aux variations des conditions environnementales, qu'elles soient d'origine biotique ou abiotique et y répondent proportionnellement par des changements mesurables à différents niveaux d'intégration (spatial, morphologique, physiologique ou bien encore cellulaire). Tous ces changements, peuvent, s'ils sont bien utilisés, constituer des bioindicateurs, outils précoces et fiables pour fournir une aide à la gestion des milieux.

Dans un premier temps, et ce, jusqu'en juillet 2005, mes travaux se sont portés, au sein de l'Equipe Ecosystèmes Littoraux ; et en étroite collaboration avec l'UMR 1112 INRA-UNSA ROSE (Réponse des organismes aux Stress Environnementaux), devenue Equipe d'Accueil ECOMERS (Ecosystèmes Côtiers Marins et Réponses aux Stress) en 2008 ; sur l'étude des peuplements de macrophytes marines et lagunaires, afin d'appréhender leur réactions face à des stress de diverses origines, tels que les pollutions chimiques, les activités aquacoles, l'eutrophisation du milieu, ou encore la compétition interspécifique, et d'identifier des indicateurs de vitalité chez ces espèces. En Septembre 2005, mon intégration à l'Equipe Feux de l'UMR CNRS 6134, m'a permis d'appliquer l'ensemble de mes connaissances aux peuplements forestiers. Les recherches cette fois-ci sont menées principalement sur les réponses de *Pinus laricio* soumis, d'une part à la sécheresse, et d'autre part aux brûlages dirigés.

ACTIVITES DE RECHERCHE

Les écosystèmes naturels, qu'ils soient aquatiques ou terrestres, présentent un intérêt écologique majeur, et constituent la base du développement socio-économique humain (Jian *et al.*, 2007). Ils constituent des entités en équilibre dynamique susceptibles d'évoluer en fonction de variations spontanées ou provoquées par des facteurs extrinsèques, climatiques ou autres (Ramade, 2002). Aujourd'hui, ces écosystèmes, et les communautés riches et variées qu'ils abritent, subissent une très forte pression anthropique, les conduisant vers un état de dysfonctionnement important (Vitousek *et al.*, 1997). De fait, la capacité de l'environnement à soutenir les activités économiques et la santé humaine se réduit d'année en année (synthèse *in* Rapport *et al.*, 1998). En effet, sur le dernier demi-siècle, l'urbanisation croissante détruit les espaces naturels (Rapport *et al.*, 1998), les activités urbaines et industrielles sont autant de sources d'énergie, de composés organiques et inorganiques, susceptibles d'affecter l'ensemble des compartiments de la biosphère (Dalkvist *et al.*, 2009). La surexploitation des ressources, le changement climatique et les invasions biologiques sont également vecteurs de pressions énormes sur les écosystèmes (Schaeffer, 1991).

La prise de conscience de la gravité des problèmes environnementaux a catalysé la mise en place de nombreuses mesures de protection et de gestion. En 1972, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement a adopté une série de principes pour une gestion écologiquement rationnelle de l'environnement. Cette "Déclaration de Stockholm" a placé les questions écologiques au rang des préoccupations internationales et a marqué le début d'un dialogue entre pays industrialisés et pays en développement concernant le lien qui existe entre la croissance économique, la pollution de l'indivis mondial (l'air, l'eau, les océans) et le bien-être des peuples dans le monde entier. En juin 1992, la Conférence de Rio souligne l'interdépendance de plus en plus manifeste entre le progrès économique à long terme et la nécessité d'une protection de l'environnement.

A ce titre, différentes mesures de protections légales et de gestion ont été adoptées dans le cadre d'accords internationaux. A l'échelle de la Méditerranée, la spécificité écologique et l'état de dégradation alarmant (Cowling *et al.*, 1996 ; Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000 ; Gomez-Gutiérrez *et al.*, 2007) justifient pleinement l'adoption d'une politique spécifique et de programmes aux niveaux national, régional et international.

Le programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) a initié des mesures de protection. Dès 1982, les parties contractantes de la Convention de Barcelone se sont intéressées, dans le cadre

du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) aux richesses patrimoniales que recèle la Méditerranée, et ont adopté l'idée de sauvegarder cette diversité génétique, de maintenir à un niveau satisfaisant les populations, leurs zones de reproduction et leurs habitats (Jeftic, 1992). Ce plan s'attache (i) à connaître et évaluer l'environnement Méditerranéen, (ii) à gérer les ressources et à établir des perspectives concernant le devenir des pays riverains et (iii) à promouvoir et favoriser la coopération entre les différents partenaires et pays, par des actions communes pour le développement des mesures de protection et de gestion environnementale.

Une gestion optimale de l'environnement requiert de disposer d'outils qui permettent d'appréhender rapidement et de manière fiable l'état général d'un milieu. Si l'on s'est initialement intéressé à la mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau, de l'air et des sols, les informations qu'ils fournissent quant à l'impact des perturbations sur les organismes, et *a fortiori* sur les écosystèmes, ont très rapidement atteint leur limite (Lagadic *et al.* 1998). En effet, la biodisponibilité et la toxicité des contaminants, comme l'impact de toute perturbation, dépendent des conditions du milieu, des espèces considérées et de leur état physiologique (Debacker *et al.*, 2001). L'utilisation d'indicateurs biologiques est alors apparue comme une alternative complémentaire pour appréhender l'état d'un milieu (synthèse *in* Blandin ; 1986, Amiard, 1998).

En effet, certaines espèces sont très sensibles aux variations des conditions environnementales, qu'elles soient d'origine biotique ou abiotique et y répondent proportionnellement par des changements mesurables à différents niveaux d'intégration (spatial, morphologique, physiologique, cellulaire, ou bien encore moléculaire). Tous ces changements, peuvent, s'ils sont bien utilisés, constituer des bioindicateurs, outils précoces et fiables, pour détecter une dégradation comme une restauration du milieu (Wu *et al.*, 2005 ; Figueira *et al.*, 2009) et fournir une aide à la gestion des milieux.

Les végétaux, bien que sous-employés pour les diagnostics environnementaux, notamment en milieu aquatique, constituent des outils d'évaluation de la qualité du milieu extrêmement intéressants. Sédentaires, à l'interface des compartiments sol-eau-air, sensibles aux modifications de leur environnement, ils réagissent, en tant que premiers échelons de la chaîne alimentaire, plus rapidement aux perturbations que des organismes occupant des niveaux plus élevés (Lovett-Doust *et al.*, 1994 ; Figueira *et al.*, 2009). Ils constituent de véritables « usines chimiques », puisqu'ils ont développé des systèmes de défense spécifiques (métabolisme secondaire) très importants (Winkel-

Shirley, 2002 ; Hartmann, 2007). De plus, certaines espèces enregistrent et permettent d'analyser les variations des conditions du milieu sur de très longues périodes (dendrochronologie, Nabais *et al.*, 1999 ; et lépidochronologie, Pergent-Martini & Pergent, 1995). Tous ces facteurs en font des bioindicateurs de plus en plus fréquemment utilisés pour la biosurveillance de l'environnement.

Au niveau spatial, la présence (ou l'absence), la répartition et l'abondance de certaines espèces, ainsi que, globalement les indices de diversité, sont souvent utilisés pour renseigner sur la qualité du milieu (Bellan *et al.*, 1995, Patricio *et al.*, 2009 ; Barbier *et al.*, in press).

Au niveau des organismes, les paramètres morphologiques (croissance, phénologie) peuvent constituer des intégrateurs très performants des conditions du milieu (Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Leoni *et al.*, 2006 ; Honour *et al.*, 2009 ; Vitasse *et al.*, 2009), à tous les stades de développement de la plante (Wahid *et al.*, 2007). On distingue également les espèces bioaccumulatrices, qui accumulent certains contaminants à des taux largement supérieurs à ceux retrouvés dans le milieu, permettant ainsi d'appréhender la distribution spatiale de ces contaminants, quel que soit le compartiment concerné (atmosphère : Divan Junior *et al.*, 2009; Klanova *et al.*, in press ; sol : Sardans *et al.*, 2008 ; Wang & Jia, 2009; eau : Lafabrie *et al.*, 2009).

A ce titre, il est intéressant de souligner que les potentialités de nombreuses espèces en termes de phytoremédiation sont de plus en plus explorées (Peng *et al.*, 2008 ; Wang & Oyaizu, 2009).

Si l'étude des réponses spatiales et morphologiques des populations apporte des informations pertinentes quand à l'impact des paramètres environnementaux, elle ne fournit que des signaux d'alarme tardifs et souvent peu spécifiques des perturbations qui les engendrent. Si l'on veut travailler à une échelle plus fine, afin d'apprécier de manière plus précoce, voire plus spécifique l'impact de ces paramètres, il convient d'utiliser, au sein même de ces individus, des indicateurs physiologiques, cellulaires ou moléculaires, que l'on peut regrouper sous le terme de biomarqueurs (Depledge *et al.*, 1995 ; Wu *et al.*, 2005 ; Wahid *et al.*, 2007).

Chez les végétaux, l'utilisation de biomarqueurs peut se faire au niveau du métabolisme primaire (Misalski *et al.*, 2006 ; Neves *et al.*, 2009), et/ou au niveau du métabolisme secondaire (Robles *et al.*, 2003 ; Hartmann, 2007). Il existe également des systèmes enzymatiques et non enzymatiques jouant un rôle primordial dans les mécanismes de stress oxydant (Møller *et al.*, 2007) et les mécanismes de détoxification (Malea *et al.*, 2006). Les mécanismes de génotoxicité constituent aussi des marqueurs relativement bien représentés (synthèse *in* Roldan-Arjona & Ariza, 2009).

L'ensemble de ces voies, selon leur niveau d'activation ou d'inhibition, pourront être considérées comme des biomarqueurs de défense ou biomarqueurs de dommage, lesquels, dans les études les plus récentes, sont utilisés de manière conjointe (Wang *et al.*, 2008 ; Neves *et al.*, 2009 ; Zang *et al.*, in press), mais également en combinaison avec des études au niveau spatial (Lloret *et al.*, 2005).

Il ressort de l'ensemble de ces études que tous ces descripteurs ne présentent pas du tout les mêmes atouts en termes de facilité d'utilisation et d'information. Ma thématique de recherche vise donc précisément à m'interroger sur les potentialités des différents indicateurs biologiques qui sont à notre disposition, en termes de sensibilité, de précocité, de spécificité, mais également de réalisme écologique, dans une démarche d'aide à la gestion des milieux.

Dans un premier temps, jusqu'en juillet 2005, mes travaux se sont déroulés au sein de l'Equipe Ecosystèmes Littoraux, et en étroite collaboration avec l'UMR 1112 INRA-UNSA ROSE (Réponse des organismes aux Stress Environnementaux), devenue Equipe d'Accueil ECOMERS (Ecosystèmes Côtiers Marins et Réponses aux Stress) en 2008. Ils ont porté sur l'étude des peuplements de macrophytes marines et lagunaires, afin d'appréhender leur réactions face à des perturbations de diverses origines, tels que les pollutions chimiques, les activités aquacoles, l'eutrophisation du milieu, ou encore la compétition interspécifique, et d'identifier des indicateurs de vitalité chez ces espèces.

En Septembre 2005, mon intégration à l'Equipe Feux de l'UMR Sciences Pour l'Environnement SPE CNRS 6134, m'a permis d'appliquer l'ensemble de mes connaissances aux peuplements forestiers. Les recherches cette fois-ci sont menées principalement sur les réponses de *Pinus laricio* soumis, d'une part à la sécheresse, et d'autre part aux brûlages dirigés.

I. REPONSES DES MAGNOLIOPHYTES AQUATIQUES AUX VARIATIONS DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Zone de contact entre ciel, terre, rivières et mer, mosaïque d'écosystèmes terrestres et aquatiques, le littoral apparaît comme une zone d'autant plus fragile et convoitée, que la frange côtière est étroite et reste le site privilégié de nombreuses activités économiques et d'une urbanisation croissante qui fragilisent l'équilibre des écosystèmes littoraux et menacent leur pérennité (Osborn & Datta, 2006).

Du fait de leur large répartition en zone littorale, les herbiers de magnoliophytes sont particulièrement exposés à toutes les perturbations, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique (Orth *et al.*, 2006), et montrent de sérieux signes de régression (synthèse *in* Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Outre leur rôle écologique majeur (production, lieu de frayère et de nurserie, stabilisation et oxygénation des sédiments, réduction de l'hydrodynamisme..., Den Hartog & Philipps, 2001), ils constituent un excellent modèle de recherches, et de nombreuses études ont validé leur utilisation comme espèces sentinelles, et biointégratrices de la qualité du milieu (Dennison *et al.*, 1993 ; Boudouresque *et al.*, 2000).

Si l'on dénombre 58 espèces de magnoliophytes marines (ou saumâtres) à l'échelon mondial (Kuo & Mc Comb, 1989), seulement 7 espèces sont présentes en Méditerranée : *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Halophila stipulacea* (Forsskal) Ascherson, *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, *Ruppia maritima* Linnaeus, *Zostera marina* Linnaeus et *Nanozostera noltii* (Hormen.) Tomlison (Green & Short, 2003).

L'adoption de la directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE ou Directive Cadre Eau), du parlement et du conseil européen (établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau) en octobre 2002, a encore renforcé la nécessité d'une surveillance des herbiers. Cette directive fixe des objectifs pour la préservation et la restauration des masses d'eaux, et impose notamment d'établir un état des lieux et un suivi de l'état écologique du milieu.

1. Utilisation d'indicateurs spatio-temporels et morphologiques sur les peuplements de magnoliophytes lagunaires

Le littoral de la Corse est riche de plus de cinquante étangs littoraux ou lagunes, couvrant près de 3 000 hectares, et principalement localisés le long du littoral oriental. Réservoirs de biodiversité, zones de forte production, les zones humides participent également au maintien et à l'amélioration de la qualité des eaux (Kjerfve, 2000). La convention de RAMSAR leur est à ce titre consacrée.

Compte tenu de l'importance des magnoliophytes au sein des milieux lagunaires, il nous est apparu judicieux d'établir un état de référence des peuplements et types de fonds, puis de suivre les réponses spatio-temporelles, puis morphologiques des herbiers, afin d'analyser les facteurs responsables d'éventuelles variations.

Dans le cadre des programmes INTERREG II et PNOC, des travaux ont donc été engagés sur les magnoliophytes des quatre principaux étangs littoraux de la Corse (Biguglia, Diane, Urbino et Santa Giulia, Pub. Aff. 1-3). Ces étangs présentent des caractéristiques environnementales différentes, tant au niveau de leur typologie (e.g. profondeur, salinité) que des pressions anthropiques auxquelles ils sont soumis. L'absence quasi générale de données sur les lagunes corses nous a conduit à établir des cartographies des peuplements et types de fond (Pub. Aff. 1-6 ; Pub. Aff. 1-15), mais c'est surtout au niveau du suivi de l'évolution spatio-temporelle des peuplements de magnoliophytes, grâce à la mise en place de structures de surveillance permanentes (transect ou balisage), et au niveau de l'analyse des caractères morphologiques de ces peuplements, que je me suis impliquée (Pub. Aff. 1-15 ; Pub. Aff. 1-16 ; Pub. Aff. 1-19).

L'analyse cartographique montre que les herbiers sont composés d'espèces variables selon les lagunes et que leur répartition s'organise en fonction des paramètres environnementaux de chaque lagune et en particulier la salinité (Pub. Aff. 1-15). *Ruppia* sp. est présente dans les zones de salinité variables, *Nanozostera noltii* est cantonnée à la proximité des grau et *Cymodocea nodosa* est majoritaire dans les lagunes très marinisées.

En effet, à Biguglia, les magnoliophytes couvrent environ 14% de la surface totale, avec un herbier de *Ruppia cirrhosa* largement majoritaire. L'espèce *Potamogeton pectinatus* reste confinée aux zones de sud-ouest, à proximité des arrivées d'eau douce. Ces herbiers forment parfois des

mosaïques avec des chlorobiontes ou rhodobiontes dérivantes. Des herbiers de *N. noltii* sont également présents dans l'étang, et sont limités au Nord, à proximité du grau.

A Diana et Urbino, les magnoliophytes couvrent respectivement 4% et 21% de la surface totale de la lagune, avec *C. nodosa* comme espèce dominante. La répartition des autres espèces est limitée à proximité des arrivées d'eau douce pour *Ruppia* spp. et à proximité du grau pour *N. noltii*.

Les herbiers de magnoliophytes forment des ceintures sur tout le pourtour des étangs, de manière quasi continue à Urbino et discontinue à Diana (Figure 1). Les surfaces occupées par les vases sont particulièrement importantes dans les trois lagunes (de 70 % à 88 % de la surface totale) et localisées principalement dans les parties centrales.

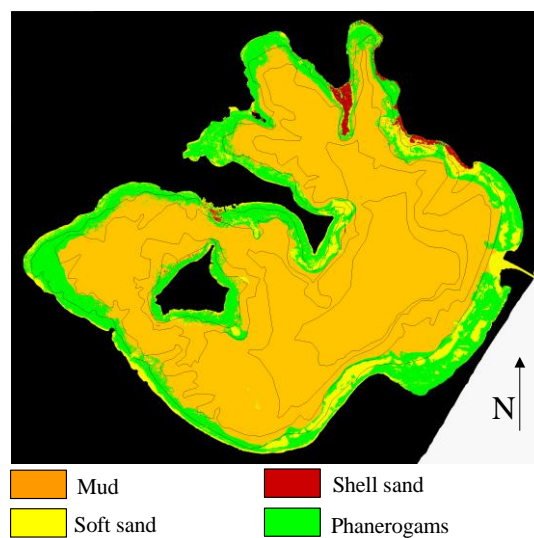


Figure 1 : Localisation des biocénoses et types de fond à l'étang d'Urbino en 1999

A partir des données saisonnières de biomasse (épigée et endogée) disponibles sur les lagunes de Biguglia et Urbino (Pub. Aff. 1-15), une estimation des biomasses totales a été calculée sur la base des surfaces occupées par les herbiers dans chaque lagune. A Biguglia, si l'on considère que les herbiers sont constitués uniquement de *R. cirrhosa*, la biomasse totale varie de 23 tonnes poids sec (p.s.) en octobre 1998 à 735 tonnes p.s. en juillet 1999. A Urbino, le même calcul a été effectué en considérant que les herbiers étaient constitués à 95% de *C. nodosa* et 5% de *N. noltii*, donnant des biomasses de 244 tonnes p.s. en avril 1999 et de 1062 tonnes p.s. en juillet 1999.

En prenant en compte le rapport production/biomasse de chaque espèce, la production primaire de chaque lagune a pu être estimée. Elle varie entre 86 et 469 g C. m⁻² an⁻¹ à Biguglia et varie entre 1267 et 1301 g C. m⁻² an⁻¹ à Urbino (Pub. aff. 1-6). Ces valeurs sont comparables, pour l'étang de Biguglia, à la production des récifs coralliens (Crossland *et al.*, 1991 in Duarte & Chiscano, 1999)

alors que pour Urbino, cette production est du même ordre que celle des forêts tempérées (Whittaker, 1975 in Duarte & Chiscano, 1999).

Le suivi de la répartition des herbiers au niveau des structures permanentes a permis de mettre en évidence une variabilité importante de cette répartition au niveau d'une lagune anthropisée (Biguglia) par rapport à des lagunes non anthropisées (Urbino et Santa Giulia). En particulier, à Biguglia, les herbiers à *N. noltii* ont fortement régressé durant les deux années de suivi et les herbiers à *R. cirrhosa* ont présenté une forte dégradation au cours de l'année 1998 (Pub. Aff. 1-16 ; Pub. Aff. 1-19). Ces dégradations ont été provoquées par une détérioration du milieu avec une prolifération de phytoplancton, de *Lemna* sp. et surtout de chlorobiontes opportunistes de type *Ulvaceae*, qui engendrent une baisse de l'intensité lumineuse accessible pour les herbiers (Sfriso *et al.*, 2003). Une analyse simultanée des caractéristiques physico-chimiques de l'eau montre des taux importants de nutriments dans cette lagune (e.g. nitrates, nitrites, phosphates) qui expliquent ces proliférations. Ces forts taux de nutriments et la faible communication avec la mer rendent d'ailleurs cette lagune très sensible aux phénomènes d'eutrophisation et d'anoxie. Les valeurs acquises sur les différents paramètres biologiques des espèces montrent que les conditions environnementales influencent le développement des magnoliophytes dans les milieux lagunaires. En particulier chez *Nanozostera noltii*, la température et la disponibilité de la lumière sont des facteurs qui influencent la phénologie et la biomasse épigée. A Biguglia, la teneur en nutriments, et en particulier la teneur en phosphate, affecte la croissance de *N. noltii* avec des corrélations positives entre matière organique, phosphates et la biomasse épigée ou la longueur des feuilles. Plus précisément, on remarque que *N. noltii* augmente la longueur de ses feuilles et diminue le nombre de feuilles par faisceau, en réponse à une forte turbidité des eaux à Biguglia. Contrairement à *N. noltii*, *R. cirrhosa* a recolonisé l'ensemble de la zone du transect durant l'année 1999 (Figure 2). Ce point met en évidence la capacité de cette dernière espèce à supporter les dégradations et donc sa forte résilience. Dans les lagunes d'Urbino et de Santa Giulia, la répartition des magnoliophytes s'est avérée stable tout au long du suivi (Pub. Aff. 1-6). On remarque cependant une forte pression de broutage sur *C. nodosa* (par *Paracentrotus lividus* (Lamarck), Fernandez *et al.*, 2001), dont le coefficient A (pourcentage de feuilles ayant perdu leur apex) est particulièrement élevé.

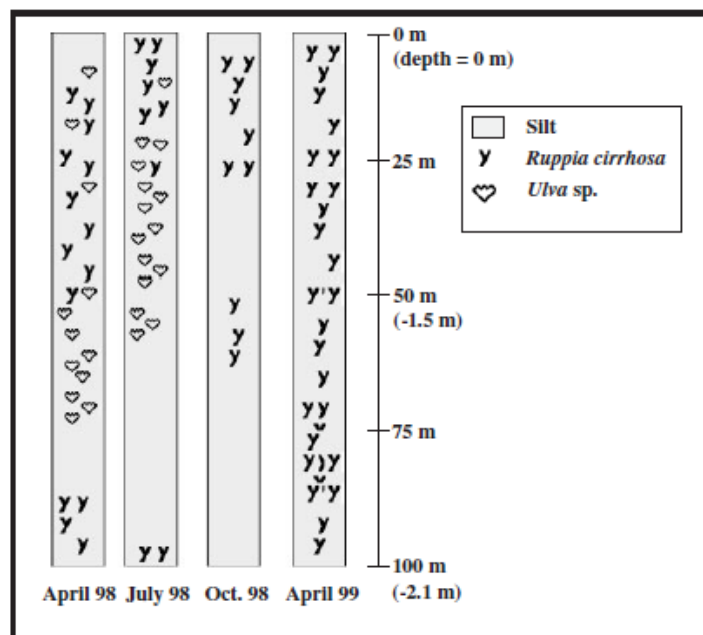


Figure 2 : Transects d'Avril 1998 à Avril 1999 à l'étang de Biguglia.

L'ensemble des données obtenues au cours de ces programmes de recherches ont montré l'influence marquée des conditions du milieu sur la répartition, la productivité et la dynamique des magnoliophytes lagunaires. Les réponses spatio-temporelles et morphologiques de ces populations sont le reflet de modifications importantes des paramètres environnementaux et ont une forte représentativité écologique. Seulement, elles sont tardives, rarement spécifiques et peuvent témoigner sans distinction de l'impact d'un ou plusieurs facteurs anthropiques comme naturels, voire la combinaison des deux.

2. Utilisation d'indicateurs à différents niveaux d'intégration chez *Posidonia oceanica*

Posidonia oceanica est une espèce endémique de Méditerranée, ses herbiers constituent la base des équilibres littoraux dans les îles méditerranéennes (synthèse in Boudouresque *et al.*, 1994), et notamment en Corse, où cette biocénose recouvre plus de 63 000 hectares, soit près de 50 % des fonds entre 0 et 40 m de profondeur (Pasqualini *et al.*, 1998). La vitalité de ces herbiers constitue le garant du développement économique du littoral insulaire, aussi, apparaît-il primordial d'identifier aussi précocement que possible toute source de perturbation, à même de menacer la pérennité de ces formations. Signalons que *P. oceanica* est protégée tant au niveau national (arrêté du 19 juillet 1988) qu'au niveau européen (Directive Habitat 92/43/CEE). Elle est aussi inscrite sur la liste des espèces et peuplements menacés de Méditerranée (UNEP, 1990) et sur l'annexe des végétaux à protéger du Plan d'action sur la conservation de la végétation marine en Méditerranée, adoptée par les parties contractantes à la convention de Barcelone en 1999 (PNUE, 2000).

De nombreuses études ont montré les potentialités de *P. oceanica* en tant qu'indicateur de la qualité globale du milieu (Augier, 1985 ; Boudouresque *et al.*, 2000), notamment sa sensibilité à l'eutrophisation (Short & Wyllie-Echeverria, 1996 ; Leoni *et al.*, 2006) et sa faculté à bioaccumuler certains contaminants (voir synthèse in Pergent-Martini & Pergent, 2000). Sa capacité à intégrer et informer des variations des conditions du milieu sur de nombreuses années par l'épidochronologie (Pergent-Martini & Pergent, 1995) en fait un modèle tout à fait remarquable pour la biosurveillance de l'environnement littoral.

Dans le cadre d'un travail commandé par l'Office de l'environnement de la Corse au GIS Posidonie, une évaluation de la vitalité des herbiers de posidonie a été réalisée dans le sud de la Corse, dans des secteurs soumis à des perturbations différentes (rejets d'eaux usées, zone de mouillages forains, ports), à l'aide de paramètres morphologiques (densité, recouvrement, biométrie foliaire : longueur, largeur, surface foliaire par faisceau, Leaf Area Index (ou couverture foliaire en $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$), coefficient A, Pub. Aff. 1-8).

L'état de dégradation des herbiers dans les secteurs les plus confinés confirme un impact organique non négligeable sur tous les paramètres de vitalité de l'herbier, auquel contribuent les fortes contaminations métalliques mesurées (e.g. cuivre).

Un aspect important, dans ce type d'étude, est l'identification de descripteurs synthétiques qui permettent de contrôler, périodiquement, les conditions générales d'un écosystème et de suivre l'évolution d'un phénomène spécifique dans le temps (e.g. impact anthropique). Le recours au LAI pour caractériser la vitalité d'un herbier est ressorti de cette étude comme un paramètre intéressant par son côté synthétique (Pergent *et al.*, 1995). Par contre, la densité montre une sensibilité à la turbidité, mais doit être utilisée avec précaution lorsque l'on travaille sur des sites présentant des différences en termes de bathymétrie et de substrat (Pergent-Martini *et al.*, 2005).

Si l'étude des réponses spatiales et morphologiques des populations apportent des informations pertinentes quand à l'impact des paramètres environnementaux, il convient aussi d'appréhender les réponses des organismes à une échelle plus fine, afin d'apprécier de manière plus spécifique l'impact de ces paramètres. Je me suis donc attachée à l'identification et la validation d'indicateurs, à l'échelle de l'organisme, chez *P. oceanica*, cette fois-ci dans le cadre de la biosurveillance de la contamination métallique des eaux littorales.

Deux programmes scientifiques de coopération ont été initiés, d'une part entre l'Equipe Ecosystèmes Littoraux de l'Université de Corse et le centre IFREMER Provence-Azur-Corse, au travers d'un Groupement de Recherche (GdR), et d'autre part, dans le cadre de l'INTERREG IIIA Corse-Sardaigne-Toscane avec le soutien de la Collectivité Territoriale Corse, associant également l'Ifremer et l'Université de Corse (projet MONIQUA, Monitoring de la qualité de l'eau et de l'environnement marin).

Ces programmes visaient à mettre en place le développement d'une méthodologie de biosurveillance et de contrôle de la contamination chimique des eaux littorales méditerranéennes, basée sur l'utilisation de *Mytilus galloprovincialis* et *Posidonia oceanica* comme organismes bioindicateurs (Pub. Aff. 1-14 ; Pub. Aff. 1-17).

Les mollusques étant les premiers organismes utilisés dans les programmes de biosurveillance de la contamination chimique des eaux (e.g. « Mussel Watch Program » in Goldberg *et al.*, 1983), aucune inter-comparaison entre ces deux organismes biointégrateurs que sont la moule et la posidonie n'avait encore été conduite. Des campagnes de mesures ont donc été entreprises dans différents

sites de Méditerranée, afin de mieux comprendre les mécanismes et cinétiques d'accumulation des contaminants par ces organismes, et définir la complémentarité d'utilisation de ces deux « outils de biosurveillance » ainsi que leurs performances et leurs limites d'utilisation pour la surveillance du littoral.

La phase préliminaire, à laquelle j'ai participé, s'est limitée, dans un premier temps, à une évaluation de l'état du milieu marin littoral sous l'angle de la contamination par les micropolluants métalliques (mercure, plomb, cadmium, cobalt, chrome et nickel). Elle a montré que, dans l'ensemble, les concentrations enregistrées dans les tissus de ces deux organismes bioaccumulateurs varient en fonction des métaux concernés, mais que les réponses sont similaires par rapport au site et au métal pris en compte, les deux espèces montrant les mêmes tendances et ceci malgré leurs spécificités et leurs limites. Il a également été montré que la cinétique de contamination est différente selon le niveau d'anthropisation des sites.

Il apparaît donc possible d'utiliser l'un ou l'autre de ces organismes pour évaluer le niveau de contamination d'un site. Un « coefficient d'intercalibration » préliminaire a été calculé en fonction du métal considéré (Tableau IV).

Tableau IV : Coefficient de contamination entre les posidonies et les moules dans les trois sites étudiés.

	Cd	Co	Cr	Ni	Pb	Hg
Moyenne posidonies	4.2	5.6	0.6	49.4	2.8	0.08
Moyenne moules	1.4	1.0	5.3	4.5	2.2	0.11
Coefficient posidonies/moules	3.1	5.8	0.1	11.0	1.3	0.74
Intervalle de confiance 95%	2.1	4.2	9.9	40.0	2.3	0.09

Il a été également souligné que, à l'instar de la relation inversement proportionnelle entre les concentrations en métaux dans la chair des moules et l'indice de condition (Andral *et al.*, 2004), les teneurs en métaux traces dans les tissus foliaires des posidonies évoluent en fonction de la saison. Aussi, la connaissance de l'âge des tissus foliaires analysés revêt-elle une importance toute particulière pour interpréter leur teneur en contaminants.

La perte de biomasse des tissus persistants (écailles, rhizomes) au fil des ans entraînant une surestimation de la mesure de la concentration métallique, des facteurs de correction des concentrations en métaux de la plante ont été élaborés en fonction de l'âge des tissus considérés.

Ces travaux ont fait l'objet des stages de DESS et DEA de Nathalie Dampuré, Christophe Gobin et Céline Lafabrie.

Parmi les métaux considérés, le mercure a plus particulièrement retenu notre attention. Le mercure est probablement un des éléments naturels et des contaminants potentiels les plus étudiés dans le monde, depuis l'accident de Minamata, et particulièrement en Méditerranée (Bacci, 1989, Zagar *et al.*, 2007). En effet, la Méditerranée a la particularité de posséder des gisements terrestres (Monte Amiata, Italie) et sous-marins (Mer Tyrrhénienne) de cinabre (sulfure de mercure, Baldi & Bargagli, 1982). Le mercure existe sous une grande variété de formes physico-chimiques aux propriétés diverses qui gouvernent sa distribution dans l'environnement (synthèse bibliographique in Langston & Bebianno, 1998).

Sa toxicité élevée provient essentiellement du fait (i) qu'il appartient au groupe des métaux non essentiels, et que, (ii) contrairement à la plupart des autres métaux, il peut donner lieu à des composés organo-métalliques difficilement dégradables dont le très toxique et biomagnifiable méthyl-mercure (Roméo, 1991; Zagar *et al.*, 2007). De fait, sa toxicité l'a inscrit sur la liste des contaminants prioritaires des Conventions d'Oslo, de Londres et de Paris et sur la liste noire du Protocole IV de la Convention de Barcelone (Secchi, 1995).

L'objectif de notre travail était de vérifier chez *Posidonia oceanica* si une contamination mercurielle pouvait ou non induire des réactions d'adaptation et/ou des dommages, qui soient précoces et représentatives des niveaux de contamination.

Une partie du travail a été effectuée en milieu naturel, dans trois sites de Méditerranée présentant des niveaux de contamination différents (Rosignano, Ligurie ; Iles de Lérins, Baie de Cannes ; et Tonnara, Corse du Sud). En parallèle des expérimentations de contamination de *P. oceanica*, à des niveaux égaux et supérieurs à ceux mesurés *in situ* (concentration autour de $0.01 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans le site le plus contaminé) afin de générer des phénomènes de toxicité maximum, a été réalisée avec du mercure sous forme minérale (HgCl_2) et sous forme méthylée (CH_3HgCl).

Notre étude a pris en compte les phénomènes d'accumulation et de spéciation du mercure dans deux parties de la feuille adulte (base et limbe, Pub. Aff. 1-4 ; Pub. Aff. 1-20 ; Pub. Aff. 1-21), l'implication d'une enzyme de détoxification (la glutathion S-transférase, ou GST, Pflugmacher *et al.*, 1999 ; Pub. Aff. 1-4 ; Pub. Aff. 1-9), une enzyme antioxydante (la catalase, Rama-Devi & Prasad, 1998), puis un marqueur de dommage tel que les TBARS (Thiobarbituric avid reactive species, Vavilin *et al.*, 1998), qui donnent une évaluation de la peroxydation lipidique, ou dégradation des membranes cellulaires provoquée par les espèces réactives de l'oxygène (Pub. Aff. 1-11). Des

molécules entrant en jeu dans les processus antioxydants et de chélation des métaux, telles que le glutathion réduit (Rijstenbil *et al.*, 1998 ; Pub. Aff. 1-7), qui est également le substrat de la GST, et les composés phénoliques (métabolisme secondaire, Waterman & Mole, 1994 ; Pub. Aff. 1-10 ; Pub. Aff. 1-13), ont été également mesurées.

Lors de nos analyses *in situ*, les faisceaux de *P. oceanica* montrent des concentrations en mercure plus élevées dans le site anthropisé de Rosignano, que dans les deux autres sites (Lérins et Tonnara). Les mécanismes d'accumulation ont été étudiés de manière distincte pour chacune des deux parties de la feuille. Le mercure est préférentiellement accumulé dans les bases, ce qui peut être dû soit à des différences en termes de sites de fixation, soit à des phénomènes de translocation des limbes vers les bases, soit enfin à une plus grande biodisponibilité du mercure au niveau de l'eau interstitielle du sédiment (par reminéralisation de la matière organique sur laquelle il est adsorbé, Gagnon *et al.*, 1997 ; Rajar *et al.*, 2006).

Des variations saisonnières ont été observées, et globalement seraient à relier avec (i) l'augmentation hivernale des flux de mercure du sédiment vers la colonne d'eau (Covelli *et al.*, 1999), ou bien avec une dilution "biologique" du mercure dans les tissus, résultant d'une forte augmentation de la biomasse foliaire en été (Capiomont *et al.*, 2000). De telles variations sont d'ailleurs rapportées pour d'autres espèces de magnoliophytes marines et d'autres contaminants métalliques (Malea *et al.*, 1994 ; Prange & Dennison, 2000), et ont été approfondies dans le cadre du GDR évoqué précédemment.

En ce qui concerne les expérimentations de contamination, l'introduction de mercure sous forme minérale (HgCl_2) et sous forme méthylée (CH_3HgCl), nous a permis de confirmer qu'une contamination du milieu par du mercure provoque une augmentation de la teneur en mercure total, tout au moins dans les limbes des feuilles adultes, quelle que soit la nature chimique du contaminant introduit (HgCl_2 ou CH_3HgCl). Au niveau des bases, nous avons mis en évidence une diminution de la teneur en mercure, qui semble contradictoire avec ce que l'on retrouve en milieu naturel, mais que nous pouvons expliquer

- par des mécanismes d'absorption préférentiels au niveau de la colonne d'eau par les feuilles en milieu très contaminé (Ranvier *et al.*, 2000)
- par des phénomènes de translocation des bases vers les limbes (Campbell & Tessier, 1989),

- par des phénomènes de déméthylation et volatilisation du mercure par les bactéries au niveau du sédiment (Jackson, 1998 *in* Langston & Bebianno, 1998)
- à une très faible biodisponibilité du mercure au niveau de l'eau interstitielle du sédiment, dû à la granulométrie ou au temps d'exposition très court
- ou encore à un ralentissement des mécanismes d'absorption racinaire après le prélèvement des posidonies

Quoi qu'il en soit, à la fin de nos expérimentations, les limbes de *P. oceanica* présentaient des concentrations en mercure total plus fortes (environ trois fois, Figure 3) quand elles ont été exposées à la forme organique qu'à la forme minérale. De manière générale, les analyses des formes chimiques de mercure présentes chez les plantes aquatiques montrent une accumulation préférentielle et plus rapide de CH_3Hg^+ par rapport à Hg(II) (Czuba & Mortimer, 1982 ; synthèse in Langston & Bebianno, 1998).

De plus, dans les échantillons témoins et contaminés, et pour les deux parties de la feuille, la forme organique du mercure s'est révélée être la forme prédominante chez *P. oceanica*, dans les bases comme dans les limbes (entre 83 et 95%), mais la proportion de mercure inorganique augmente avec le niveau de contamination (Figure 4). Cette tendance a été retrouvée dans une étude récente, regroupant des prélèvements issus de 84 sites de différents niveaux d'anthropisation en Méditerranée (Pub. Aff. 1-21). Ces résultats pourraient renforcer notre hypothèse sur l'implication de processus de déméthylation bactériennes dans l'eau interstitielle du sédiment (Jackson, 1998, *in* Langston & Bebianno, 1998).

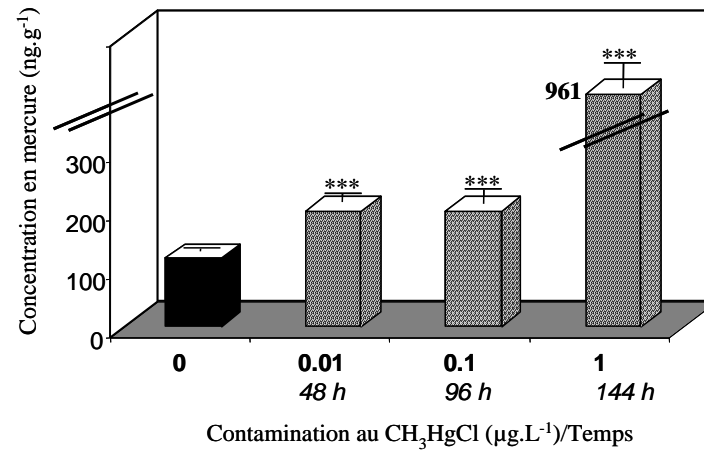


Figure 3 : Concentrations en mercure total (ng g⁻¹ poids sec) et intervalles de confiance à 95%, dans les limbes adultes de *P. oceanica* traités avec des concentrations croissantes de CH₃HgCl (0, 0,01, 0,1 et 1 µg L⁻¹)/temps croissant (48, 96 et 144 h). La significativité par rapport au témoin est indiquée : *** p<0,001.

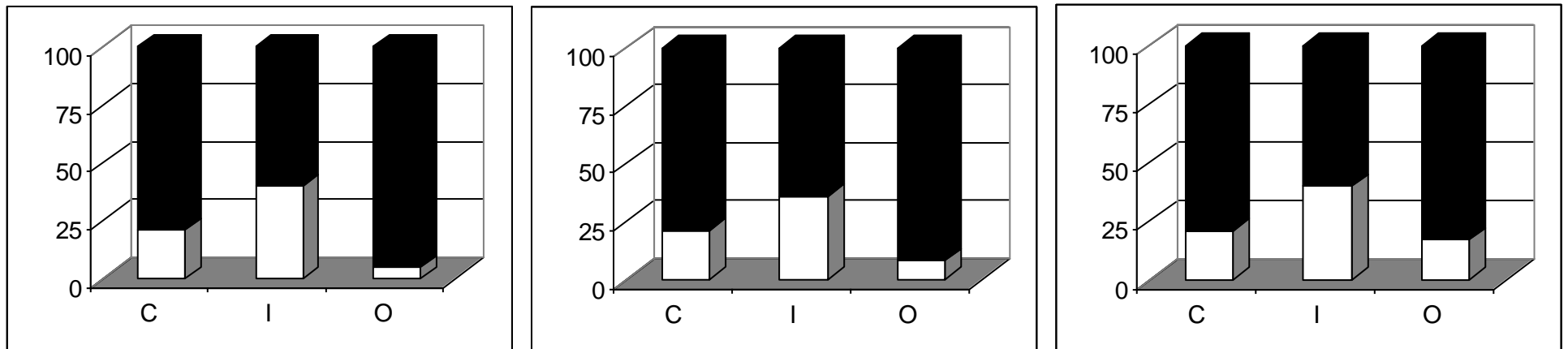


Figure 4 : Pourcentages de mercure inorganique (blanc) et organique (noir), par rapport au mercure total, dans les limbes adultes dans les différents aquariums (T: Témoin ; I: Contamination par HgCl₂ ; O: Contamination par CH₃HgCl) et à différentes concentrations/temps d'exposition.

Après avoir appréhendé les capacités de *Posidonia oceanica* à bioaccumuler le mercure, l'étape suivante était de comprendre globalement comment les différents mécanismes de défense et/ou de dommage se mettaient en œuvre dans la plante.

Nous avons montré qu'une contamination mercurielle était à même d'induire, très rapidement, un stress oxydant dans les bases de *P. oceanica*, et plus précisément que c'est la forme inorganique du mercure qui semble induire ce stress, puisque cette forme provoque une augmentation de la peroxydation lipidique dès 48h d'exposition, et parallèlement, des activités GST et catalase à Rosignano (ou concentrations égales à 0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et à des concentrations allant jusqu'à 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

En parallèle, on observe une nette diminution des teneurs en glutathion réduit (GSH) en milieu contaminé. Ceci nous amène à suggérer des mécanismes de piégeage du mercure et des espèces réactives de l'oxygène par le glutathion et les phytochélatines, dont il est le précurseur (Gupta *et al.*, 1998). Il faut également souligner l'utilisation du GSH par les GST, dont il est le substrat endogène.

De même, on note une diminution de la teneur en composés phénoliques totaux (qui traduit la teneur en composés phénoliques complexes, e.g. flavonoïdes, majoritaires) en milieu contaminé. Deux hypothèses peuvent être émises : soit les composés phénoliques complexes sont affectés par la contamination au mercure, et seraient alors des biomarqueurs négatifs de la qualité des eaux, soit ils sont produits en plus forte quantité mais se complexent au mercure et/ou aux espèces réactives de l'oxygène et deviennent indétectables par notre méthode de mesure. Dans ce deuxième cas, les mécanismes mis en œuvre sont basés sur le même principe de chélation des métaux que celui du glutathion réduit. La diminution des teneurs en composés phénoliques complexes, et donc en conséquence des teneurs totales (e.g. flavonoïdes), traduirait l'implication de ces composés dans la protection contre les métaux et contre le stress oxydant qu'ils induisent.

En parallèle, nous avons observé que les acides hydroxycinnamiques simples (Figure 5) semblent impliqués en tant que molécules de défense, dans le cas d'une réponse au stress induit par le mercure. Ces composés sont en effet connus pour être de très bons antioxydants (Rice-Evans *et al.*, 1995).

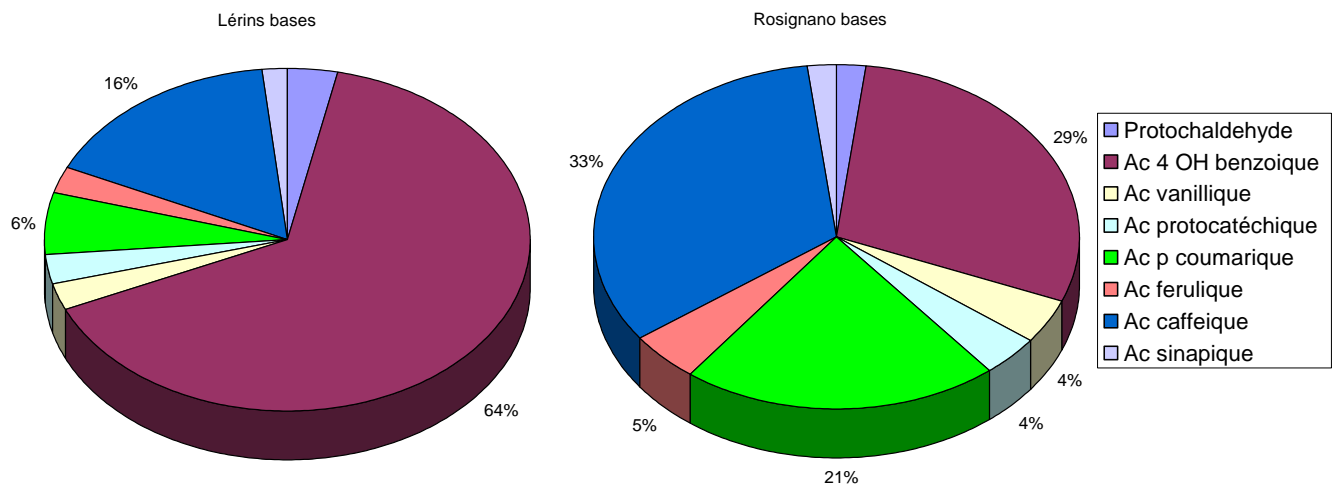


Figure 5 : Répartition moyenne des composés phénoliques dans les bases de *P. oceanica* des sites de Lérins et de Rosignano

Les posidonies prélevées à Rosignano présentent tous les signes caractéristiques de plantes soumises à un stress oxydant : en effet, les teneurs en mercure sont plus fortes, tout comme l'est l'activité GST. Les plantes prélevées au niveau des sites de Lérins et de Tonnara, présentent des taux de mercure faibles et des activités GST faibles également. Le niveau de concentration en mercure et l'activité GST peuvent donc nous laisser supposer que le site de Lérins a un niveau de contamination mercurielle identique à celui de Tonnara et, que nous pouvons le considérer comme non anthropisé. En revanche, la prise en compte de composés tels que le glutathion réduit et les composés phénoliques, qui interviennent dans les mécanismes antioxydants et la chélation des métaux, tendent à démontrer qu'il n'en est rien. En effet, ces composés permettent non seulement de mettre en évidence une situation de stress oxydant dans un site fortement anthropisé comme celui de Rosignano, mais aussi de faire la distinction entre deux sites que nous pensions d'égal niveau d'anthropisation. Les concentrations de ces composés sont significativement supérieures à Tonnara, qui est considéré comme représentant le bruit de fond de la Méditerranée en termes de contamination, par rapport à Lérins. Ces biomarqueurs seraient donc suffisamment sensibles pour mettre en évidence d'autres facteurs de perturbation (sans pour autant les identifier) au niveau du site de Lérins. Ces derniers composés constitueraient donc des biomarqueurs de stress beaucoup plus sensibles, mais moins spécifiques, que l'activité GST.

Cette remarque renforce les résultats qui découlent d'études supplémentaires qui ont été menées sur l'implication des composés phénoliques, toujours chez *Posidonia oceanica*, mais cette fois ci dans le cadre d'une compétition interspécifique puis, dans le cadre d'une contamination d'origine organique.

En effet, il semble que ce ne soit pas seulement la quantité de composés phénoliques qui renseigne sur la mise en œuvre de mécanismes antioxydants, mais aussi le type de composés et leur pouvoir antioxydant ou chélateur.

Nous avons donc utilisé le métabolisme secondaire de *P. oceanica* dans des stations présentant un gradient croissant de colonisation par *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh (Pub. Aff. 1-5). L'apparition récente (1991) de cette chlorobionte invasive dans les communautés indigènes de Méditerranée a engendré une compétition avec les différentes espèces de macrophytes, notamment *P. oceanica*, car elle tend à coloniser rapidement les différents biotopes superficiels du littoral méditerranéen (Dumay *et al.*, 2004). L'analyse qualitative et quantitative des composés phénoliques simples présents chez *P. oceanica* a permis l'identification de 24 composés phénoliques, le principal (majoritaire à plus de 70 %), étant l'acide chicorique, un très gros dérivé de l'acide hydroxycinnamique, puis l'acide férulique, le protochaldéhyde et l'acétosyringone.

Les résultats mettent en évidence, comme pour une contamination par le mercure, une implication des acides hydroxycinnamiques, connus pour leur fort potentiel antioxydant, dans les zones à forte compétition. On enregistre également une augmentation du nombre de cellules à tannin (cellules riches en composés phénoliques complexes, Dumay *et al.*, 2004) en relation avec la présence de *C. taxifolia*.

Il semblerait effectivement que les composés phénoliques complexes dérivés des acides hydroxycinnamiques, comme les flavonoïdes, puissent constituer chez *P. oceanica* des indicateurs de stress assez performants. En effet, dans une étude réalisée sur l'impact des activités aquacoles et pétrochimiques sur les herbiers à *P. oceanica*, des corrélations négatives entre les concentrations en flavonols totaux et d'autres données environnementales (HAP dans la plante et mercure dans le sédiment) laissent supposer que les flavonoïdes sont impliqués dans les réactions de défense anti-oxydantes. Nous avons vu également que l'augmentation des concentrations en proanthocyanidines totales et en

flavonols totaux près des cages aquacoles serait liée à la forte pression de broutage induite par l'enrichissement du milieu (Figure 6, Pub. Aff. 1-2). Ce travail a fait l'objet du stage de Master 2 de Magali Cannac.

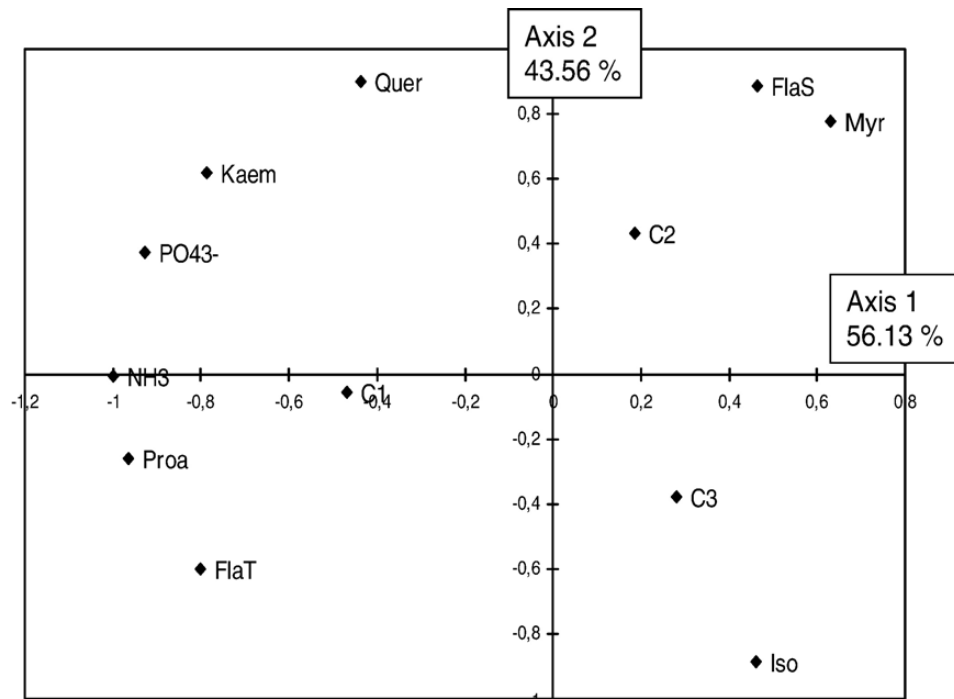


Figure 6 : Analyse en composantes principales pour les proanthocyanidines totales (Proa), flavonols totaux (FlaT) et simples (FlaS) : quercétine (Quer), kaempferol (Kaem), myricétine (Myr), isorhamnétine (Iso) et concentration en nutriments (NH_3 , PO_4^{3-}).

Les études menées jusqu'à présent sont évidemment préliminaires, néanmoins, elles laissent entrevoir la complexité des phénomènes régissant les réponses à une perturbation donnée (Pub. Aff. 1-12).

Elles ont permis de mettre en évidence la fiabilité et la précocité des marqueurs utilisés, mais mettent également l'accent sur les multiples précautions à prendre pour la stratégie d'échantillonnage, la conservation des échantillons (Pub. Aff. 1-1) et l'interprétation des résultats.

En effet, les expérimentations en conditions contrôlées permettent de fournir des informations primordiales tout en s'affranchissant des aléas du milieu naturel mais sont difficilement représentatives de la complexité des mécanismes impliqués dans un écosystème entier. Dans notre cas, nous avons pu voir l'influence des prélèvements et des conditions de vie en milieu confiné tant sur les mécanismes d'accumulation métallique que sur les mécanismes pro et antioxydants (Figure 7).

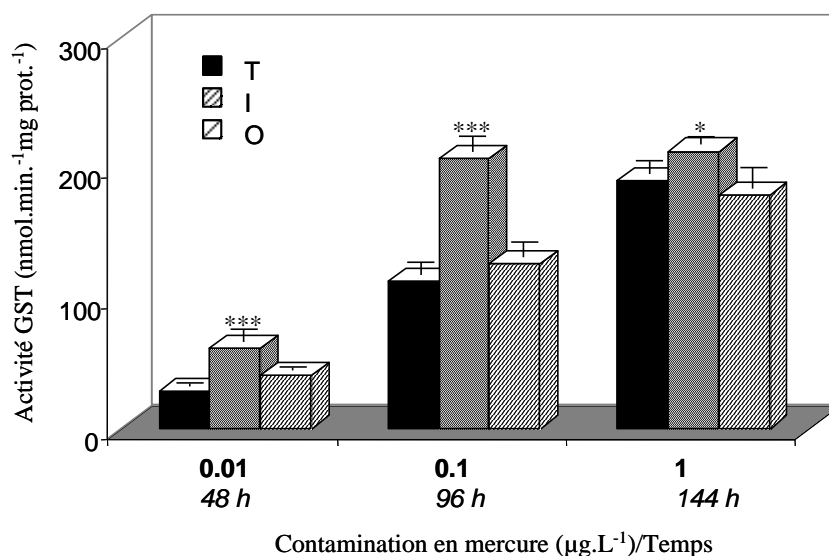


Figure 7 : Activité GST (nmol. min⁻¹ mg⁻¹ prot.) et intervalles de confiance à 95%, dans les bases de *P. oceanica*, traitées avec des concentrations croissantes (forme organique et inorganique) de mercure/temps croissant. La significativité, par rapport au témoin correspondant est indiquée : * p<0,05; et *** p<0,001.

Nous avons enfin montré que la saison, mais aussi la partie de l'organisme dans laquelle étaient mesurés les biomarqueurs avait une influence très forte sur leur niveau d'expression et leur réactivité. En effet, des variations saisonnières (différentes selon les sites) des teneurs en mercure ont été observées, mais également pour les marqueurs utilisés, parfois de manière décalée (Figure 8).

Ces variations saisonnières sont sans doute à relier avec (i) l'augmentation hivernale des flux de mercure du sédiment vers la colonne d'eau (Covelli *et al.*, 1999 ; Gill *et al.*, 1999), ou bien avec une dilution "biologique" du mercure dans les tissus, résultant d'une forte augmentation de la biomasse foliaire en été (Lyngby & Brix, 1982 ; Capiomont *et al.*, 2000), mais également à un ralentissement hivernal des mécanismes physiologiques chez *P. oceanica*, tels que rapportés par Alcoverro *et al.*, 2001.

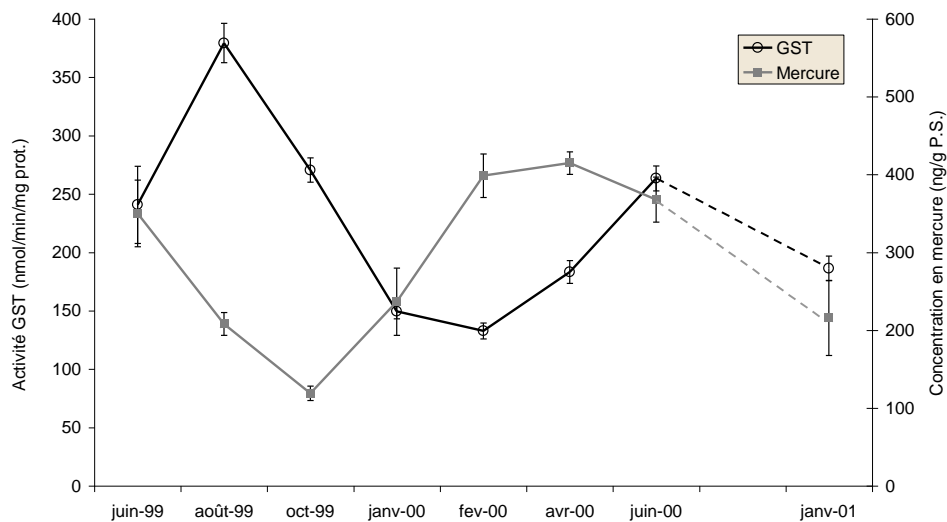


Figure 8 : Activité GST (nmol.min⁻¹.mg⁻¹ prot.) et teneurs en mercure (ng.g⁻¹) ainsi que leurs intervalles de confiance à 95 %, dans les bases de *P. oceanica*, à Rosignano.

Ces observations sous-entendent qu'il existe donc, spécifiquement à chaque organisme, à chaque biomarqueur, et à chaque zone d'étude, une saison privilégiée pour une lecture optimale d'une réponse à une perturbation.

3. Publications afférentes

Pub. Aff. 1-1 : Cannac M., **Ferrat L.**, Barboni T., Pergent G., Pasqualini V., 2007. Influence of tissue handling on the flavonoid content of the aquatic plant *Posidonia oceanica*. *Journal of Chemical Ecology*, 33: 1083-1088.

Pub. Aff. 1-2 : Cannac M., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Pergent G., Pasqualini V., 2006. Effects of fish farming on flavonoids in *Posidonia oceanica*. *Science of the Total Environment*, 370 (1): 91-98.

Pub. Aff. 1-3 : Fernandez C., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Pergent G., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux - Université de Corse & IFREMER, 46p.

Pub. Aff. 1-4 : **Ferrat L.**, Bingert A², Roméo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(11) : 2365-2371.

Pub. Aff. 1-5 : **Ferrat L.**, Fernandez C., Dumay O., 1999. Analysis of the phenolic compounds in *Posidonia oceanica* from sites colonized by *Caulerpa taxifolia*. 4th international workshop on *Caulerpa taxifolia*, 1-2 february 1999, Lerici – Italy.

Pub. Aff. 1-6 : **Ferrat L.**, Fernandez C., Pasqualini V., Pergent G., Pergent-Martini C., 2003. Evolution and vitality of seagrasses in a Mediterranean lagoon. *Journal of Environmental Science and Health, part A*, 38:1459-1468.

Pub. Aff. 1-7 : **Ferrat L.**, Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., Romeo M., 2003. Mercury and non-protein thiol compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 134: 147-155.

Pub. Aff. 1-8 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Cancemi G., Mimault B., 2002. Etude de l'anthropisation des herbiers à *Posidonia oceanica* dans le périmètre de la réserve naturelle des Bouches de

² Les étudiants encadrés sont soulignés.

Bonifacio. Rapport Office de l'Environnement / GIS Posidonie - Centre de Corse N°0119, GIS Posidonie édit., Corte :1-45.

Pub. Aff. 1-9 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Fernandez C., Roméo M., 2002. Is glutathione transferase (GST) activity in *Posidonia oceanica* a stress response to mercury exposure? *Bulletin. of Marine Sciences*. 71 (3), 1176-1184.

Pub. Aff. 1-10 : **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Romeo M., Pergent G., 2003. The use of watersoluble phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica* for the evaluation of levels of pollution in the Mediterranean. MEDCOAST 03 International Conference, October 7-11, 2003, Ravenna, Italy.

Pub. Aff. 1-11 : **Ferrat L.**, Romeo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Effects of mercury on antioxidant mechanisms in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*, *Disease of Aquatic Organisms*, 50 : 157-160.

Pub. Aff. 1-12 : **Ferrat L.**, Romeo M., Pergent-Martini C., 2003. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality, *Aquatic Toxicology*, 65 : 187-204.

Pub. Aff. 1-13 : **Ferrat L.**, Wyllie-Echeverria S., Cates R.G., Pergent-Martini C., Pergent G., Zou J., Romeo M., Pasqualini V., Fernandez C., (**soumis**). *Posidonia oceanica* and *Zostera marina* as potential biomarkers of heavy metal contamination in estuarine and coastal systems. Article soumis dans *Ecological Indicators*.

Pub. Aff. 1-14 : Lafabrie C., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Kantin R., Pergent G., Andral B., 2005. Spatiotemporal evaluation of metallic contamination in *Posidonia oceanica*. MEDCOAST 05 International Conference, 25-29 October 2005, Kusadasi, Turkey.

Pub. Aff. 1-15 : Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., **Ferrat L.**, Tomaszewski J.E., Pergent G., 2006. Conservation of wetlands : Vegetation monitoring in two Corsican Coastal lagoons (Western Mediterranean sea). *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 16: 43-60.

Pub. Aff. 1-16 : Pergent G., Pasqualini V., Pergent-Martini C., **Ferrat L.**, Fernandez C., 2006. Variability of *Ruppia cirrhosa* in two coastal lagoons with differing anthropogenic stresses. *Botanica Marina*, 49: 103-110.

Pub. Aff. 1-17 : Pergent-Martini C., Kantin R., Pergent G., Andral B., **Ferrat L.**, 2005. Seagrass watch, a new tool to monitor metallic contamination ? MEDCOAST 05 International Conference, 25-29 October 2005, Kusadasi, Turkey.

Pub. Aff. 1-18 : Pergent-Martini C., Pasqualini V., **Ferrat L.**, Pergent G., 2006. Ecological Data in Integrated Coastal Zone Management: Concept or Reality? *Environmental Management*, 38(6) : 889-895.

Pub. Aff. 1-19 : Pergent-Martini C., Pasqualini V., **Ferrat L.**, Pergent G., Fernandez C., 2005. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia* 543: 233-243.

Pub. Aff. 1-20 : Salivas-Decaux M., Alglave C., **Ferrat L.**, Bakran-Petricioli T., Pergent-Martini C., Turk R., Pergent G., 2009. Evaluation of coastal contamination by trace-metals using the seagrass *Posidonia oceanica*, International Expert Meeting on The impacts of human activities at sea, on the coast and in its hinterland on the Northern Adriatic's biodiversity. *Varstvo Narave* 22, 147-156.

Pub. Aff. 1-21 : Salivas-Decaux M., Bonacorsi M., **Ferrat L.** and Pergent G. Evaluation of Total mercury and Methyl-mercury contamination along Mediterranean coast, using the bio-indicator *Posidonia oceanica*, soumise dans *Science of the Total Environment*.

II. REPONSES DES PEUPEMENTS FORESTIERS AUX VARIATIONS DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Les écosystèmes forestiers présentent également un intérêt écologique majeur, ils possèdent une richesse spécifique importante en terme de biodiversité ; et un intérêt économique essentiel, car ils constituent un lieu de ressources naturelles non négligeables (Quézel et Médail, 2003). Ces écosystèmes, et les communautés riches et variées qu'ils abritent, sont soumis à des contraintes de plus en plus fortes, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique.

A la suite de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) ou Sommet de la Terre de 1992 une déclaration sur des principes forestiers concernant la gestion, la conservation et le développement durable des forêts a été approuvée. Un Programme forestier national (PFN) a donc été adopté pour la France et porte sur la période 2006-2015. Il prend en compte les enjeux majeurs qui relèvent aujourd'hui de la gestion forestière et de la valorisation de la biomasse ligneuse, pour définir des lignes directrices sur lesquelles pourra s'appuyer la politique forestière française. La promotion d'une gestion durable des forêts qui associe la production à la sauvegarde et à l'amélioration de la biodiversité fait partie des recommandations de ce PFN.

La géographie, l'étendue des forêts et les densités de populations conditionnent fortement la nature des enjeux et objectifs de développement durable de chaque département.

En région méditerranéenne, l'île la plus boisée est la Corse, avec 29 % de son territoire recouvert par des forêts, soit 252 277 ha. La conjonction de l'insularité, du climat, du relief, de la géologie et de la pédologie confère aux forêts de Corse une grande biodiversité (Quézel & Médail, 2003 ; ONF, 2006).

En ce qui concerne les forêts de résineux, deux essences principales, *Pinus nigra* Arn. ssp. *laricio* (Poir.) *corsicana* (Loud.) Hyl. et *Pinus pinaster* Aiton dominant. Le pin laricio, espèce phare de la forêt corse, est une sous-espèce du pin noir *Pinus nigra* : *Pinus nigra* subsp. *laricio* var. *corsicana*. C'est une essence endémique de Corse qui représente 25 % de la surface boisée de l'île. *P. laricio* constitue les principaux peuplements de l'étage

montagnard et occupe une grande partie de l'étage supraméditerranéen, malgré la forte concurrence avec *Pinus pinaster* (Gamisans & Marzocchi, 1996, Inventaire Forestier National, 2006).

En Corse, le pin laricio présente un intérêt aussi bien au niveau économique, qu'écologique ou encore patrimonial. En effet, le pin laricio est la seule essence réellement exploitée et commercialisée, elle supporte la quasi-totalité de la filière bois au niveau régional. Les peuplements à *Pinus laricio* ont été désignés comme habitat prioritaire en annexe I de la directive « Habitats » au vu de la diversité des habitats et des espèces qu'ils abritent (Leone & Lovreglio, 2004).

Etant donnée l'importance, tant écologique qu'économique du pin laricio, il apparaît souhaitable aujourd'hui de mesurer l'impact que peut avoir toute perturbation, à même de menacer la croissance, voire la survie de cette espèce. Dans cette optique, il est primordial de pouvoir disposer d'indicateurs de vitalité fiables, précoces, et faciles à utiliser par les gestionnaires. Là encore, mes travaux de recherche se sont attachés à vérifier si les réponses à différents niveaux d'intégration (morphologique, ou bien encore physiologique et cellulaire) de cette espèce peuvent constituer des outils intéressants en terme de gestion du milieu. Dans cette optique, l'impact d'une sécheresse, et, de manière plus poussée, des brûlages dirigés de sous-bois, ont été examinés à l'aide d'indicateurs, là aussi choisis à différents niveaux d'intégration.

1. Utilisation d'indicateurs morphologiques chez *Pinus laricio*

Dans un premier temps, une étude a été réalisée sur l'utilisation de paramètres morphologiques comme indicateurs de croissance et de vitalité de *Pinus laricio* soumis à une forte sécheresse estivale, notamment celle de l'année 2003 (Pub. Aff. 2-4). A l'échelle des continents, des régions et des bassins océaniques, de nombreux changements à long terme du climat ont été observés. Ils incluent des changements dans les températures, les quantités de précipitations mais aussi les situations météorologiques extrêmes, comme les sécheresses, les fortes précipitations ou les vagues de chaleur. Les projections de l'évolution du climat montrent une diminution des précipitations en été, avec une augmentation du stress hydrique, ainsi qu'une augmentation de la température (GIEC, 2007). En

Méditerranée, le climat est un facteur déterminant dans l'établissement, l'organisation et le maintien des écosystèmes. Les habitats méditerranéens sont caractérisés par de grandes diversités climatologiques et écologiques, qui ont entraîné différentes adaptations à la sécheresse selon les espèces (Pereira & Chaves, 1993, Quézel & Médail, 2003). En région méditerranéenne on observe une augmentation significative des températures estivales depuis 1980, ainsi que des températures automnales dans les régions montagneuses (Colombo *et al.*, 2007). Ces sécheresses estivales ont été reconnues comme un stress majeur, limitant la distribution géographique des espèces et leur croissance en région méditerranéenne (Saxe *et al.*, 2001 ; Sabaté *et al.* 2002).

L'avantage de *Pinus laricio* est que l'on peut, comme pour le modèle *Posidonia oceanica* que nous avons étudié précédemment, obtenir des informations sur sa croissance sur de nombreuses années. L'utilisation de la dendrochronologie a largement fait ses preuves mais reste difficile à mettre en œuvre (Lebourgeois, 2000), en revanche, les rameaux et les aiguilles peuvent apporter des informations pertinentes et faciles à mesurer, sur quelques années. En effet, on peut facilement rétro-dater les rameaux qui sont très régulièrement disposés en un verticille chaque année, de plus, les aiguilles sont persistantes jusqu'à 4 ans. Au-delà, les cicatrices laissées par les anciennes aiguilles sont facilement repérables sur les rameaux (Rameau *et al.*, 2008.)

Les résultats ont permis de confirmer que, d'une façon générale, les précipitations et les températures sont des paramètres climatiques qui influencent particulièrement la croissance et la morphologie de *Pinus laricio*. On remarque effectivement qu'à court terme les longueurs de rameaux et nombre d'aiguilles dépendent des précipitations de l'été précédent et des températures de l'année en cours (août). La morphologie des aiguilles (longueur, largeur et surface) dépend du climat de l'année en cours, et notamment du nombre de jours de sécheresse du mois le plus chaud ainsi que des températures du mois d'août. La survie des aiguilles est également dépendante du climat de l'année en cours, et surtout des précipitations estivales. Ainsi, nous avons pu mettre en évidence que l'épisode de sécheresse de 2003 avait entraîné une diminution de la longueur des aiguilles de l'année, mais également de la longueur des rameaux et de la production des aiguilles l'année suivante (Figure 9).

La modification des paramètres foliaires de l'année peut être expliquée par le statut hydrique de la plante, en effet, la sécheresse provoque un fort stress hydrique, altérant la conductance stomatique, phénomène entraînant une forte diminution de la photosynthèse, et par là même de la croissance (Guelh *et al.*, 1993). Les effets à plus longs termes quant à eux, peuvent être expliqués par le fait que chez beaucoup de conifères, le redémarrage de la croissance à la sortie de l'hiver se fait grâce à l'utilisation des réserves de carbohydrates formées et stockées pendant la saison d'activité précédente (Kibe & Masuzawa, 1992 ; Lebourgeois, 2000). Ces travaux ont fait l'objet du stage d'IUP 3 de Virginie Depretz.

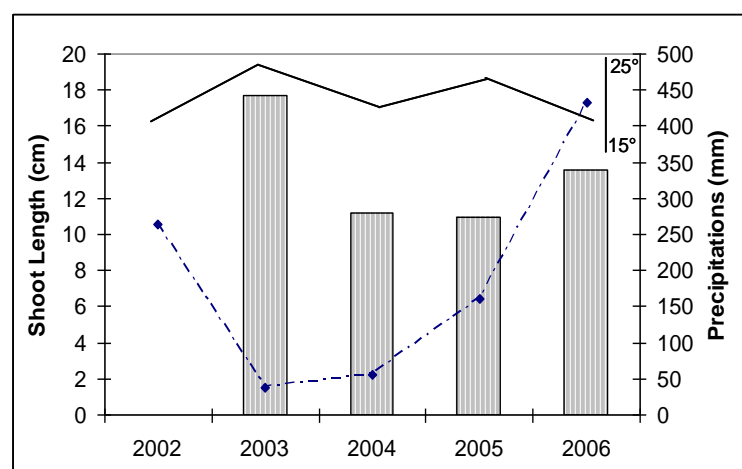


Figure 9: Longueur moyenne des rameaux (cm) sur le site de l'Ospedale avec les précipitations (- -) et les températures (-) estivales de 2002 à 2006.

Les paramètres morphologiques étudiés lors de ce travail peuvent être utilisés par les gestionnaires afin d'obtenir relativement rapidement et facilement une indication sur la vitalité de *Pinus laricio*, mais, comme tous les indicateurs morphologiques, ne sont pas plus spécifiques de l'impact de variations climatiques que de perturbations d'origine chimique par exemple. Au niveau des écosystèmes forestiers, il serait particulièrement intéressant de les associer à des mesures de la structure tridimensionnelle (LAI-mètre par exemple), qui pourra apporter, au-delà des indications sur la morphologie globale de l'arbre, une estimation non destructrice et rapide de la biomasse (Arias *et al.*, 2007 ; Kubo *et al.*, 2008). Ces données sont aussi intéressantes en écologie pour aider à la caractérisation des écosystèmes forestiers et à la compréhension des interactions entre les différents compartiments (Kubo *et al.*, 2008), que pour alimenter des modèles de propagation des feux de forêt. Une étude dans ce sens a d'ailleurs été initiée au sein du programme INTERREG Proterina-C « Marritimo » entre l'Italie, la Sardaigne et la Corse.

2. Utilisation d'indicateurs à différents niveaux d'intégration chez *Pinus laricio*

Le renforcement des périodes de sécheresse estivale va sans conteste de pair avec une sévère augmentation du risque incendie, constituant de réels problèmes écologiques et économiques, ainsi qu'une menace pour l'homme (Quézel & Médail, 2003). L'ONF DFCI (Unité Spécialisée de Défense des Forêts Contre l'Incendie) et les forestiers sapeurs de la région corse emploient, dans un but de prévention, le brûlage dirigé depuis plusieurs années, notamment sous les peuplements à *Pinus laricio*. Le décret n° 2002-679 du 29 avril 2002 relatif à la défense et à la lutte contre l'incendie et modifiant le code forestier définit comme suit le brûlage dirigé : « le brûlage dirigé consiste à détruire par le feu des herbes, broussailles, litières, rémanents de coupe, branchages, bois morts, sujets d'essence forestière ou autres lorsqu'ils présentent de façon durable un caractère dominé et dépérissant, dont le maintien est de nature à favoriser la propagation des incendies (article R. 321-33 du code forestier) ». Cette technique, aujourd'hui très réglementée, permet de restaurer le feu dans les écosystèmes forestiers pour engendrer de meilleures conditions environnementales, et de réduire la biomasse combustible de sous-bois afin de préserver la forêt contre les incendies (Fernandes & Rigolot, 2007). Les brûlages dirigés peuvent donc être considérés comme un formidable outil de gestion forestière, cependant, leurs conséquences sur la vitalité de la strate arborée et la biodiversité du sous-bois restent souvent controversées.

La connaissance des effets des brûlages dirigés de sous-bois, de saison, de fréquences et d'intensités variées, est donc nécessaire afin de pouvoir utiliser cette pratique de manière optimale pour la gestion durable des écosystèmes.

Dans le cadre de l'ANR Blanc « Propagation et lutte contre les feux de forêts » et du programme de recherche GIS Incendie « Conséquences des brûlages dirigés sur le métabolisme primaire et secondaire de deux pins méditerranéens et relation avec les potentialités d'inflammation » (Pub. Aff. 2-9), nous nous sommes attachés à étudier les réponses de *Pinus laricio* au stress engendré par les brûlages dirigés, afin de (i) comprendre les mécanismes mis en œuvre au niveau des métabolismes primaires et secondaires, (2) d'en

dégager des descripteurs fiables de vitalité, mais également (3) d'évaluer l'inflammabilité des pins, afin de fournir des recommandations aux gestionnaires.

Les métabolites primaires (e.g. pigments chlorophylliens, activité photosynthétique, Čajánek *et al.*, 1998) et secondaires (e.g. composés phénoliques, terpénoïdes de la résine), les dommages oxydants (Dorey *et al.* 1999), ainsi que la croissance ont été retenus comme indicateurs, particulièrement en raison de leur sensibilité aux variations des paramètres environnementaux (Alonso *et al.*, 2002 ; Zausen *et al.*, 2005) .

Les travaux se sont engagés dans un premier temps vers l'expérimentation de jeunes *P. laricio*, dans un peuplement régénéré naturellement (Forêt du Valdu-Niellu – Haute-Corse) pour appréhender l'impact de la saison de brûlage (Pub. Aff 2-5 ; Pub. Aff. 2-7) ; et dans un peuplement aménagé (Forêt de l'Ospédale - Corse du Sud), pour appréhender l'impact de la répétition des brûlages, à court et moyen terme (Pub. Aff 2-1 ; Pub. Aff. 2-2 ; Pub Aff. 2-3). Les brûlages dirigés ont été caractérisés thermodynamiquement grâce à des thermocouples disposés dans le sol et à différentes hauteurs des pins. Nous avons ainsi pu attester de la similarité de puissance entre les différents brûlages.

Les brûlages dirigés, conduits sur un peuplement régénéré naturellement, paraissent avoir un impact positif la première année sur *P. laricio*, en particulier, avec une augmentation de l'azote foliaire, qui pourrait être mise en relation avec la réintégration de nutriments dans le sol suite au brûlage dirigé (Pub. Aff. 2-7 ; Pub. Aff. 2-9). Cependant, les variations au niveau du métabolisme secondaire (composés phénoliques, Pub. Aff. 2-5 ; Pub. Aff. 2-6 ; Pub. Aff. 2-9), observées sur les deux peuplements, semblent indiquer que l'arbre a subi un stress impliquant une synthèse plus importante de ses molécules de défense durant plus d'une année, notamment en ce qui concerne l'acide dihydrofêrulique (Figure 10). Ce composé n'est autre qu'un dérivé des acides hydroxycinnamiques, dont le rôle dans les mécanismes de défense et le pouvoir antioxydant ont déjà été mis en avant dans les travaux sur *Posidonia oceanica*.

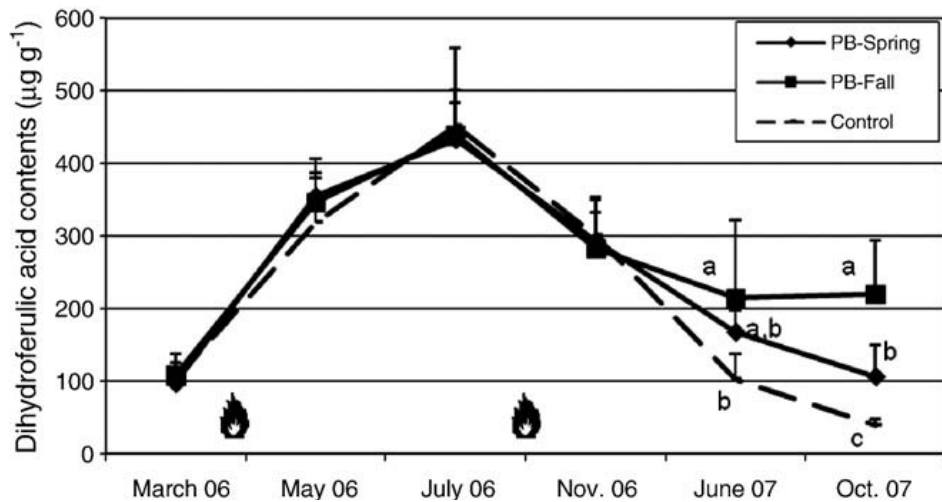


Figure 10 : Concentrations en acide dihydroféruilique ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s.) dans les aiguilles de *P. laricio* (prélevées à 6m de hauteur) avant et après des brûlages dirigés de printemps et d'automne. Les lettres indiquent les différences significatives ($p < 0,05$) entre les traitements.

Il apparaît également que le stress subi par *P. laricio* lors d'un brûlage de printemps est plus important que celui d'automne. Le printemps est une période où l'activité photosynthétique est plus élevée qu'en automne et la plante serait donc plus sensible à un stress thermique pendant cette période. Il serait donc préférable d'utiliser les brûlages dirigés en automne, pour que la strate arborée soit moins impactée.

Notre étude a porté également sur les effets de la répétition des brûlages dirigés sur le métabolisme primaire et secondaire d'un peuplement aménagé de *Pinus laricio*. Des parcelles ayant brûlé deux fois avec un intervalle de 3 ans ont été comparées à des parcelles n'ayant brûlé qu'une fois. Au niveau du métabolisme primaire (Pub. Aff. 2-7 ; Pub. Aff. 2-9), seuls les pigments augmentent 2 mois après sur les stations ayant subi un ou deux brûlages dirigés. Les concentrations en azote, $\delta\text{C}13$ (informe sur le déséquilibre hydrique, Damesin et al., 2007) et carbone ne sont pas affectées par ce type de stress. Au niveau du métabolisme secondaire (Pub. Aff. 2.9), les flavonoïdes augmentent 3 mois après le ou les brûlages dirigés et retrouvent des valeurs semblables les mois suivants. Si l'on ne voit pas de modification au niveau des terpénoïdes synthétisés dans la résine, *P. laricio* produit par contre plus du double de résine 2 mois et 14 mois après, sur les stations brûlées une ou deux fois, par rapport à des stations témoins (Tableau V), ce qui pourrait avoir une influence importante sur l'inflammabilité de l'espèce après les brûlages dirigés.

Tableau V : Flux de résine mesurés (g ± écart type). * :différence significative avec les stations témoin, Anova

Stations	B03	2B	Ta	B06	B07	Tb
Dates des brûlages dirigés	2003	2003/2006	-	2006	2007	-
Masse de résine	1,02 ± 0,48	2,84 ± 1,01*	1,05 ± 0,76	2,91 ± 1,03*	3,95 ± 2,05*	1,33 ± 0,56

Les réactions de *Pinus laricio* mises en évidence pour la répétition des brûlages dirigés, avec un intervalle de 3 ans, sont similaires à celles mises en évidence suite à un seul brûlage sur un peuplement aménagé. Dans l'état actuel des connaissances et au vu de l'augmentation du flux de résine au moins jusqu'à 14 mois, il nous semble qu'un intervalle de 3 ans puisse être un laps de temps raisonnable pour la répétition de brûlages dirigés afin de permettre aux forestiers d'utiliser cet outil sans trop affecter les arbres. L'ensemble de ce travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de Magali Cannac.

Dans le cadre du GIS incendie, des expérimentations identiques (Pub. Aff. 2-9) ont été menées en parallèle sur *Pinus halepensis* Mill. dans le Luberon, par nos partenaires de l'Université de Provence (UMR CNRS 6116). Il ressort de ces travaux que les deux espèces semblent ne pas avoir la même sensibilité face aux brûlages dirigés, puisque *P. halepensis* ne présente pas tout à fait les mêmes réponses, que ce soit au niveau du métabolisme primaire que secondaire.

Les expérimentations sur le terrain ont été complétées par des expérimentations en mésocosme (pépinière, Pub. Aff. 2-8), qui nous ont permis à la fois de travailler sur des individus du même âge, issus de la même banque de graine, et de nous affranchir de beaucoup de paramètres environnementaux fluctuant d'une station d'étude à l'autre (e.g. sol ; pente, exposition, altitude...). En effet, nous avons eu la possibilité d'obtenir de jeunes *Pinus laricio* à la pépinière départementale d'Ajaccio, sur lesquels une expérimentation de brûlage dirigé a été réalisée au mois de mai 2008, à la pépinière, afin de cerner la sensibilité et les temps de réponse des pins aux brûlages à l'aide de différents descripteurs physiologiques et cellulaires.

Une litière d'aiguilles sèche a été reconstituée au pied de 5 lots d'arbre en quantités croissantes, afin d'obtenir des charges de combustible également croissantes, et par là même, différentes intensités de brûlages, dont une létale, soit 250, 500, 750 et 1000 g.m⁻²

en plus du témoin. Là encore, les brûlages ont été caractérisés thermodynamiquement par des thermocouples, dans le sol et à différentes hauteurs.

Un suivi de la vitalité des pins a été réalisé à différents intervalles de temps (0, 24h, 48h, 1 semaine, 1 mois et 3 mois), avec un marqueur de l'efficacité photosynthétique (Fv/Fm : fluorescence du photosystème II), directement sur l'arbre, et un marqueur de dommage (peroxydation lipidique) sur des aiguilles prélevées. Parallèlement, des mesures de croissance ont été effectuées.

L'ensemble des résultats a montré que la fluorescence de la chlorophylle et la peroxydation lipidique constituent des marqueurs de stress thermiques très prometteurs, tant par leur vitesse de réaction que par leur comportement.

Ils nous ont permis de mettre en évidence que les brûlages dirigés induisaient des dommages importants à très court terme sur les jeunes individus de *Pinus laricio*, à partir d'une charge de combustible de 500 g.m⁻² (Figure 11). En effet, ces marqueurs nous ont permis de montrer que la chaleur dégagée lors des brûlages générait une sévère photo-inhibition (Dash & Mohanty, 2001), associée à un stress oxydant et des dommages cellulaires importants (Ali *et al.*, 2005), et ceci dès 24h après le brûlage, quelle que soit la charge de combustible. Ces phénomènes sont rapidement compensés à 250 g.m⁻² mais deviennent irréversibles à partir de 500 g.m⁻². Les phénomènes observés pour cette charge là sont particulièrement intéressants : Les paramètres photosynthétiques reviennent à des valeurs normales une semaine après le brûlage, mais lorsque la chaleur estivale se met en place (un mois après le brûlage), les arbres brûlés voient leurs paramètres physiologiques décliner rapidement et meurent. Signalons également que la croissance a été affectée à partir de 500 g.m⁻².

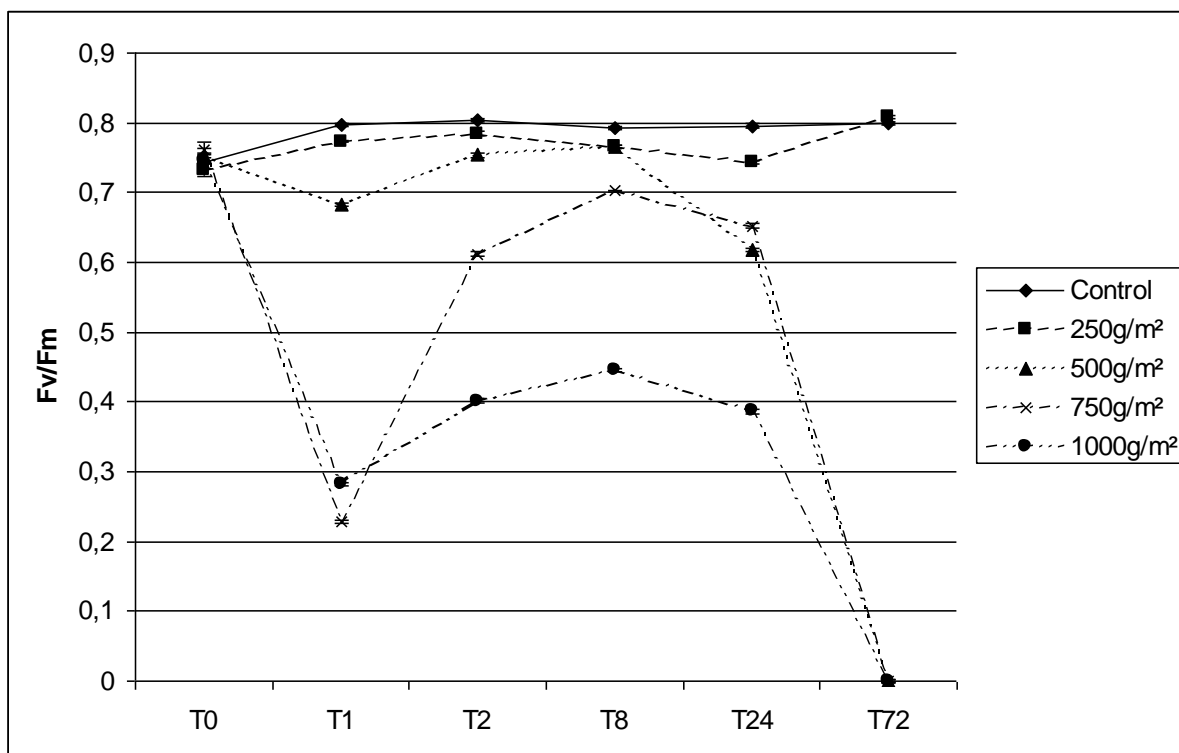


Figure 11 : Fv/Fm (et intervalles de confiance, $p < 0,05$) en fonction de la charge de combustible et du temps chez *Pinus laricio* âgé de 5 ans.

Nous avons avancé l'hypothèse que ce phénomène retard pourrait être dû à un processus d'embolisation ou cavitation (Cochard, 2006) au niveau des trachéides des pins, provoqué par la chaleur dégagée au niveau du tronc lors du brûlage (en effet, les mesures physiques montrent que le maximum de chaleur, 700°C, se retrouve concentré au niveau du tronc). En période estivale, les arbres augmentent leur taux d'évapotranspiration, induisant, chez les individus fragilisés par le brûlage, une perte irréversible de conductance hydraulique, provoquant de fait un déficit hydrique fort et rapide, qui se voit immédiatement au niveau des paramètres photosynthétiques, bien avant la mort des arbres. Forts de cette hypothèse, nous avons débuté, en collaboration avec l'INRA, des travaux sur les phénomènes de cavitation des pins, toujours en relation avec les brûlages. Nous avons déjà effectué des mesures de la sensibilité des pins à la cavitation, et avons pu mettre en évidence que les individus élevés en pépinière n'y étaient pas plus sensibles que des individus du même âge en milieu naturel, donnée importante pour valider la représentativité de ces études en mésocosme.

Nous avons également pu visualiser, par colorimétrie, les zones de rupture de conduction au niveau des rameaux (Hietz *et al.*, 2008), et travaillons, en collaboration avec les physiciens de

l'Equipe Feux, sur la conduction de la chaleur vers les différents tissus du tronc, en fonction du diamètre des arbres et de l'intensité des brûlages.

Ces travaux ont fait l'objet des stages d'IUT d'Isabelle Bacconnais et de Master 2 d'Eva Tendero Fernandez, et sont amenés à se poursuivre cette année.

Il est effectivement très important de pouvoir tester, valider et enrichir ces paramètres sur des arbres d'âge et de diamètre différent, ils pourraient ainsi servir de base pour une modélisation de l'impact du feu en fonction de la charge, qui peut être intéressante pour des gestionnaires.

L'évaluation des effets des brûlages dirigés sur *Pinus laricio* au niveau du métabolisme primaire et secondaire apparaît comme une étude fondamentale qui permet de contribuer à une meilleure gestion des forêts. Il faut souligner, que, comme pour les travaux menés précédemment sur *Posidonia oceanica*, ces travaux sont préliminaires. Un certain nombre d'axes d'étude reste encore à confirmer et à explorer afin d'affiner notre compréhension des effets des brûlages dirigés sur la strate arborée. Il reste à développer et affiner des marqueurs de stress complémentaires, tant au niveau morphologique, que physiologique (mécanismes d'embolisation, processus pro et antioxydants), et comprendre, dans le temps, les stratégies d'allocation de carbone pour la croissance et/ou la défense en période de stress, ce qui constituerait un atout primordial pour la gestion des écosystèmes forestiers.

Il faut également mettre l'accent sur les précautions à prendre pour la stratégie d'échantillonnage et l'interprétation des résultats. Les expérimentations en mésocosme semblent une meilleure approche, beaucoup plus réaliste que les expérimentations en milieu confiné (microcosme), et pallient à la grande difficulté de trouver des répliquats de stations et d'individus en milieu forestier naturel. Cependant, elles restent bien restrictives par rapport à un écosystème, de grandes différences au niveau des caractéristiques du sédiment et l'absence d'étages de végétation suffisant déjà à illustrer ce biais.

3. Publications afférentes

Pub. Aff. 2-1 : Cannac M., Barboni T., **Ferrat L.**, Bighelli A., Castola V., Costa J., Trecul D., Morandini F., Pasqualini V., 2009. Oleoresin flow and chemical composition of *Pinus nigra* supsp laricio Corsican pine in response to prescribed burnings. *Forest Ecology and Management* 257: 1247-1254.

Pub. Aff. 2-2 : Cannac M., Barboni T., **Ferrat L.**, Costa J., Pasqualini V., 2008. Response of flow and volatile fraction of the *Pinus laricio* oleoresin to prescribed burning. V International Symposium On Sustainable Management Of The Forestry Resources. Cuba, Pinar Del Rio, April 23-26, 2008.

Pub. Aff. 2-3 : Cannac M., **Ferrat L.**, Bighelli A., Castola V., Pasqualini V., 2008. Flow and chemical composition of the non-volatile fraction of *Pinus laricio* resin in response to prescribed burning. In "Fire in the Southwest: Integrating Fire into Management of Changing Ecosystems", Tucson, Arizona, January 28-31, 2008.

Pub. Aff. 2-4 : Cannac M., **Ferrat L.**, Pasqualini V., 2007. Short term responses of Corsican pine morphological parameters to climatic changes. In "International Conference on the Environment: Survival and Sustainability", Near East University, Northern Cyprus, 19-24 February, 2007.

Pub. Aff. 2-5: Cannac M., Pasqualini V., Barboni T., Morandini F., **Ferrat L.**, 2009. Phenolic Compounds of *Pinus laricio* Needles: A Bioindicator of the Effects of Prescribed Burning in function of Season. *Science of the Total Environment*. 407: 4542-4548.

Pub. Aff. 2-6 : Cannac M., Pasqualini V., Greff S., Fernandez C., **Ferrat L.**, 2007. Characterization of phenolic compounds in *Pinus laricio* needles and their responses to prescribed burning. *Molecules*, 12: 1614-1622.

Pub. Aff. 2-7 : Cannac M., Pasqualini V., Santoni P.A, **Ferrat L.**, 2008. Foliar pigments, nitrogen and carbon isotope in a corsican pine forest with varying seasons of prescribed burning. 24th Tall Timbers Fire Ecology Conference. Florida, Tallahassee, January 11-15, 2009.

Pub. Aff. 2-8 : **Ferrat L.**, Morandini F., Baconnais I., Silvani X. Berti L., Pasqualini V., 2009. Impact of heat stress on *Pinus laricio*: determining tolerance levels to prescribed burning through field

experimentation. 24th Tall Timbers Fire Ecology Conference. Florida, Tallahassee, January 11-15, 2009.

Pub. Aff. 2-9 : Pasqualini V., Fernandez C., Giroud F., Bousquet-Melou A., Cannac M., **Ferrat L.**,Gauquelin T., Greff S., Guilmard M., Lavoit A.V., Mevy J.P., Picard C., Vila B., 2009. Conséquences des brûlages dirigés sur le métabolisme primaire et secondaire de deux pins méditerranéens et relation avec les potentialités d'inflammation. Convention n° E 11 / 07 Ministère de l'agriculture et de la pêche / Université de Corse / Université de Provence / CEREN (GIS Incendie), 74 p.

CONCLUSIONS & PERSPECTIVES

Dans le cadre de mon emploi de Maître de Conférences, mes perspectives de travail s'orienteront aussi bien vers des activités d'enseignement, administratives, collectives, qu'au niveau des activités de recherche.

Activités d'enseignement, administratives et collectives

Je compte continuer à m'engager activement au niveau de mes activités d'enseignement, que ce soit en formation initiale, ou en formation continue, outil d'enseignement adapté aux personnes actives, qui a pris un formidable essor depuis quelques années.

La prise de responsabilités pédagogique et scientifique, qui permet de participer tant au développement de la structure universitaire qu'à celui de l'équipe de recherche, constituera également une part importante de mon travail.

Enfin, l'encadrement de jeunes chercheurs reste indispensable, il permet de participer à la transmission des connaissances acquises tout en s'enrichissant d'un travail collaboratif.

Activités de recherche

Ma thématique de recherche, porte sur l'identification et l'utilisation d'indicateurs de la qualité du milieu chez les végétaux, autour d'un double objectif : la compréhension du fonctionnement des organismes et des écosystèmes, appliquée à la biosurveillance de l'environnement.

Cette approche nécessite la mise en œuvre d'une série d'indicateurs, sélectionnés à différents niveaux de l'organisation biologique dans le but de (1) connaître les effets d'un stress sublétaux sur les organismes choisis, (2) prévoir les tendances futures (indicateurs précoces) et (3) obtenir des relations de cause à effet entre le stress et les effets mesurés au niveau des communautés et des écosystèmes.

L'ensemble des travaux que j'ai pu mener jusqu'à aujourd'hui ont permis d'identifier, chez deux espèces clefs, *Posidonia oceanica*, et *Pinus laricio*, et autour de problématiques totalement différentes, un vaste ensemble de caractères et de composés susceptibles de répondre, si non spécifiquement, tout au moins de manière rapide aux modifications des conditions du milieu, qu'elles soient d'origine biotique ou abiotique.

La complémentarité des études en conditions contrôlées (mésocosme) et en milieu naturel, ainsi que la nécessité de travailler en parallèle à différents niveaux d'intégration ressortent également de ces travaux.

Ils appuient également le fait que l'approche multimarqueurs apparaît aujourd'hui comme une perspective incontournable, puisque la sélection d'une batterie appropriée d'indicateurs peut éviter des réponses fausses-négatives obtenues avec seulement l'un d'entre eux.

Il est bien évident que l'ensemble des indicateurs utilisés jusqu'à aujourd'hui doivent être consciencieusement validés, et que l'on doit avoir une réflexion sur la fiabilité et la significativité (représentativité) écologique de chacun d'entre eux.

Les relations entre les effets cellulaires, moléculaires, de l'exposition à une perturbation, et les effets au niveau de l'organisme et des écosystèmes sont très difficiles à établir du fait (1) des grandes différences dans les échelles de temps de réponse, (2) de la complexité des

mécanismes impliqués dans ces relations, et (3) de l'influence des facteurs écologiques sur l'expression des réponses au stress au plus haut niveau. (Wu *et al.*, 2005 ; Damiens *et al.*, 2007 ; Figure 12).

Dans cette optique, une utilisation de la Réponse Intégrée des Biomarqueurs (ou IBR), qui regroupe les informations sous forme d'un ensemble de données multivariées (Broeg et Lehtonen, 2006) permettrait déjà de définir des périodes et des zones optimales d'utilisation des différents indicateurs, afin que les réponses ne soient pas masquées par l'effet de la saison et de conditions locales ou physiologiques particulières. Cet outil, déjà employé sur les animaux, mériterait largement d'être développé sur les végétaux.

Enfin, ces travaux soulignent que l'utilisation de bioindicateurs, et qui plus est de biomarqueurs est très délicate et nécessite un savoir faire propre à chaque discipline, qu'il est alors particulièrement intéressant de regrouper autour d'une thématique de recherche. Cette pluridisciplinarité trouve tout son intérêt au sein de l'Equipe Feux, dont la particularité est de rassembler de nombreux domaines de compétences, tels que la chimie, l'écologie, l'informatique et la physique, autour d'un des projets structurants de l'UMR CNRS 6134.

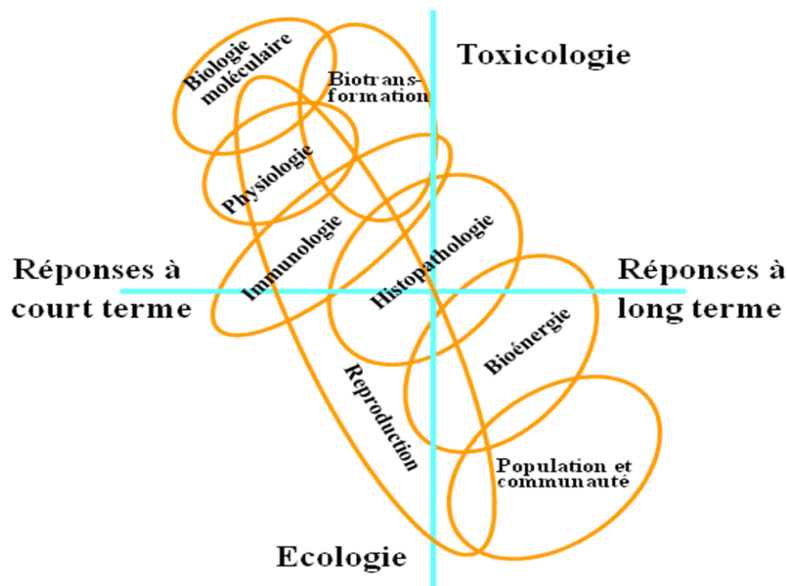


Figure 12 : Rapport entre les temps de réponse, les niveaux d'interaction et les cibles affectées par une perturbation (d'après Adams *et al.*, 1989)

Ces travaux seront donc approfondis dans le cadre du programme Européen Interreg IV, « Murrìtimo » réalisé sur la base d'une collaboration entre la Sardaigne, la Toscane et la Corse, des investigations seront menées sur la «Caractérisation de la végétation » et la «Définition de pratiques durables pour la prévention du risque incendie de forêt », dans lesquelles nous souhaitons confronter un ensemble de descripteurs de la végétation (au niveau spatial, morphologique, physiologique et cellulaire). Ces travaux permettront d'évaluer la réponse à un stress thermique dans des conditions environnementales variées et de pouvoir, en plus d'apporter des informations au niveau de la recherche fondamentale, déboucher sur des recommandations en matière de pratiques de brûlage dirigé.

Des collaborations ont été initiées également dans le cadre du partenariat entre l'UMR CNRS 6134 et l'INRA, (Fédération de Recherche Environnement et Société, FRES), où, au cœur du

thème Bio-ressources et Changement Environnementaux Résistance, tolérance et valorisation des phyto-ressources, Stress en zone méditerranéenne : stress et photosynthèse, nous nous attachons à comprendre les processus impliqués dans la réponse à court et long terme à l'exposition à des feux d'intensité variable.

La recherche d'indicateurs suffisamment informatifs sur une large échelle de temps et à différents niveaux de l'organisation biologique n'a de sens aujourd'hui que si elle est menée en collaboration étroite entre plusieurs disciplines, et c'est dans cet esprit que je souhaite continuer à développer mes activités de recherche.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adams S.M., Shepard K.L., Greeley Jr M.S., Jimenez B.D., Ryon M.G., Shugart L.R., McCarthy J.F., 1989. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. *Marine Environmental Research*, 28 : 459-464.
- Alcoverro T., Manzanera M., Romero J., 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrates reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 211 : 105-116.
- Ali, M. B., Hahn, E.J., Paek, K.Y. 2005. Effects of temperature on oxidative stress defense systems, lipid peroxidation and lipoxygenase activity in *Phalaenopsis*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 43 : 213-223.
- Alonso M., Rozados M.J., Vega J.A., Perez-Gorostiaga P., Cuinas P., Fonturbel M.T., Fernandez C., 2002. Biochemical responses of *Pinus pinaster* trees to fire-induced trunk girdling and crown scorch: secondary metabolites and pigments as needle chemical indicators. *Journal of Chemical Ecology*, 28(4) : 687-700.
- Amiard J.C., Caquet Th., Lagadic L., 1998. Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. In Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier publ., Tec & Doc : 320p.
- Andral B., Stanisiere J. Y.,Sauzade D., Damier E., Thebault H., Galgani F., Boissery P.2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49 . 704-712.
- Arias D., Calvo_Alvarado J., Dohrenbusch A., 2007. Calibration of LAI-2000 to estimate leaf area index (LAI) and assessment of its relationship with stand productivity in six native and introduced tree species in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 247 : 185-193.
- AUGIER H., 1985. L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. *Vie marine*, 7 : 85-113.
- Baldi F., Bargagli R., 1982. Chemical leaching and specific surface area measurements of marine sediments in the evaluation of mercury contamination near cinnabar deposits. *Marine Environmental Research*, 6 : 69-82.
- Barbier S., Chevalier R., Loussot P., Berges L., Gosselin F., *in press*. Improving biodiversity indicators of sustainable forest management : Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understory vegetation in French lowland oak hornbeam forests. *Forest Ecology and Management*.

Bellan G., Soltan D., Gravez V., 1995. Les indicateurs biologiques et écologiques de la qualité des eaux littorales en Méditerranée : Faune benthique et algues, Analyse bibliographique. In "Etat des connaissances opérationnelles sur la contamination et les indicateurs de pollution chimique toxique du milieu marin" : 1-50.

Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17(4) : 211-307.

Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondi V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the Northwestern Mediterranean sea. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2) : 328-331.

Boudouresque C.F., Meinesz A., Ledoyer M., Vitiello P., 1994. Les herbiers à phanérogames marines . Pp. 98-118, in : Bellan-Santini D., J.C. Lacaze & Poizait (eds), « Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives », Secrétariat de la Faune et de la Flore, Muséum National d'Histoire Naturelle (Coll. Patrimoines naturels, vol. 19), Paris, 246pp.

Broeg K., Lehtonen K.K., 2006. Indices for the assessment of environmental pollution of the Baltic sea coasts: Integrated assessment of a multi-biomarker approach. *Marine Pollution bulletin*, 53 : 508-522.

Čajánek, M., Štroch, M., Lachetová, I., Jiří Kalina, J., Vladimír Spunda, V., 1998. Characterization of the photosystem II inactivation of heat-stressed barley leaves as monitored by the various parameters of chlorophyll a fluorescence and delayed fluorescence. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 47(1) : 39-45.

Capiomont A., Piazzini L., Pergent G., 2000. Seasonal variations of total mercury in foliar tissues of *Posidonia oceanica*. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 80 : 1119-1123.

Cochard, H. 2006. Cavitation in trees. *C.R. Physique*, 7: 1018-1026.

Colombo T., Pelino V., Vergari S., Cristofanelli P., Bonasoni P., 2007. Study of precipitation variations in Italy based on surface instrumental observations. *Global and planetary change*, 57 : 308-318.

Covelli S., Faganelli J., Horvat M., Brambati A., 1999. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 48(4): 415-428.

Cowling R.M., Rundel P.W., Lamont B.B., Arroyo M.K., Arianoutsou M., 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Tree*, 11(9) : 362-366.

Czuba, M., and Mortimer, D. C., 1982. Interactive patterns of methylmercury toxicity in nuclear and cell division of apical meristems of *Elodea densa* at low concentrations and long term exposures in vivo. *Canadian Journal of Botany*, 60 : 657-666.

Dalkvist T., Topping C.J., Forbes V.E., 2009. Population-level impacts of pesticide-induced chronic effects on individuals depend more on ecology than toxicology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 7(6) : 1663-1672.

Damesin C., Rambal S., Joffre R., 1997. Between-tree variations in leaf $\delta^{13}\text{C}$ of *Quercus pubescens* and *Quercus ilex* among Mediterranean habitats with different water availability. *Oecologia*, 111 : 26-35.

Damiens G., Gnassia-Barelli M., Loquès F., Roméo M., Salbert V., 2007. Integrated biomarker response index as a useful tool for environmental assessment evaluated using transplanted mussels. *Chemosphere*, 66 : 574-583.

Dash, S. Mohanty, N. 2001. Evaluation of assays for the analysis of thermo-tolerance and recovery potentials of seedlings of wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars. *Journal of Plant Physiology*, 158(9) : 1153-1165.

Den Hartog C., Philipps R.C., 2001. Common structures and properties of seagrasses beds fringing the coasts of the world. *Ecological Studies*, 151 : 195-212.

Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom P.W., and Batiuk, R.A., 1993. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation: Habitat requirements as barometers of Chesapeake Bay health. *BioScience*, 43 : 86-94.

Debacker V., Schiettecatte L-S., Jauniaux T., Bouquegneau J-M., 2001. Influence of age, sex, and body condition on zinc, copper, cadmium and metallothioneins in common guillemots (*Uria aalge*) stranded at the Belgian coast. *Marine environmental Research*, 52 : 427-444.

Depledge M.H., Aagaard A., Györkös P., 1995. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers. *Marine Pollution Bulletin*, 31(1-3) : 19-27.

Divan Junior M.A., De Oliveira P.L., Perry C.T., Atz V.L., Nonnenmacher Azzarini-Rostirola L., Raya-Dominguez M.T., 2009. Using wild plant species as indicators for the accumulation of emissions from a thermal power plant, Candotia, South Brazil. *Ecological Indicators*, 9 : 1156-1162.

Dorey, S., Kopp, M., Geoffroy, P., Friting, B., Kauffman, S. 1999. Hydrogen peroxide from the oxidative burst is neither necessary nor sufficient for hypersensitive cell death induction, phenylalanine ammonia lyase stimulation, salicylic acid accumulation, or scopoletin consumption in cultured tobacco cells treated with elicitor. *Journal of Plant Physiology*, 121: 163-172.

Duarte C.M., Chiscano C.L., 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65 : 159–174.

Dumay O., Costa J., Desjobert J.M., Pergent G., 2004. Variations in the concentration of phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica* under conditions of competition *Phytochemistry*, 65(24) : 3211-3220.

Fernandes P.M., Rigolot E., 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 241 : 1-13.

Fernandez C., Caltagirone A., Johnson M., 2001. Demographic structure suggests migration of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a coastal lagoon. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 80 : 3713–3715.

Figueira R., Tavares P.C., Palma L., Beja P., Sérgio C., 2009. Application of indicator kriging to the complementary use of bioindicators at three trophic levels. *Environmental Pollution*, 157 : 2689-2696.

Gagnon C., Pelletier E., Mucci A., 1997. Behaviour of anthropogenic mercury in coastal marine sediments. *Marine Chemistry*, 59(1-2) : 159-176.

Gamisans J., Marzocchi J.F., 1996. La Flore Endémique de la Corse. Ed. Edisud, Aix-en-Provence, 208 p.

GIEC, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques : les bases scientifiques physiques, Contribution du groupe de travail I au quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

Gill G.A., Bloom N.S., Capellino S., Driscoll C.T., Dobbs C., Mc Shea L., Mason R., Ruddj.W.M., 1999. Sediment-water fluxes of mercury in Lavaca Bay, Texas. *Environmental Sciences and Technology*, 33(5) : 663-669.

Goldberg E.D., Koide M., Hodeg V., 1983. U.S. Mussel watch : 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 16 : 69-93.

Gomez-Gutiérrez A., Garnacho E., Bayona J.M., Albaigés J., 2007. Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants. *Environmental Pollution*, 148 : 396-408.

Green E.P., Short F.T., 2003. World atlas of seagrasses. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Center. University of California Press Publ. Berkeley, 298p.

Guelh J.M., Clement A., Kaushal P., Aussenac G., 1993. Planting stress, water status and non-structural carbohydrate concentrations in Corsican pine seedlings. *Tree Physiology*, 12 : 173-183.

Gupta, M., Tripathi, R. D., Rai, U. N., Chandra, P. 1998. Role of glutathione and phytochelatin in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle and *Vallisneria spiralis* L. under mercury stress. *Chemosphere*, 37:785-800.

Guyon J.P., 1986. Influence du climat sur l'expression des composantes de la croissance en hauteur chez le pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* Arn. ssp. *nigricans*). *Annales des Sciences Forestières*, 42(2) : 207-226.

Hartmann T., 2007. From waste products to ecochemicals: Fifty years research of plant secondary metabolism, Review. *Phytochemistry*, 68 : 2831-2846.

Hietz P., Rosner S., Sorz J., Mayr S., 2008. Comparison of methods to quantify loss of hydraulic conductivity in Norway spruce. *Annals of Forest Science*, 65(502): 1-7.

Honour, S.L., Bell N.B., Ashenden T.W., Cape J.N., Power S.A., 2009. Responses of herbaceous plants to urban air pollution: Effects on growth, phenology and leaf surface characteristics. *Environmental Pollution*, 157(4) : 1279-1286.

Inventaire Forestier National, 2006. Inventaire forestier Départemental : Haute-Corse (2004) et Corse du Sud (2003) 3^{ème} inventaire. Ed. Inventaire Forestier National, 362 p.

Jeftic L., 1992. The role of science in marine environmental protection of regional seas and their coastal areas. The experience of the Mediterranean Action Plan. *Marine Pollution Bulletin*, 25 : 66-69.

Jian P., Yanglin W., Jianshen W., Yuqing Z., 2007. Evaluation for regional ecosystem health: methodology and research progress. *Acta Ecologica Sinica*, 27(11) : 4877-4885.

Kjerfve B., 2000. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series: Amsterdam.

Kibe T., Masuzawa T., 1992. Seasonal changes in the amount of carbohydrates and photosynthetic activity of *Pinus pumila* Regel on alpine in central Japan. *Polar Biology*, 5: 118-124.

Klánová J., Čupr P., Baráková D., Šeda Z., Anděl P., Holoubek I., in press. Can pine needles indicate trends in the air pollution levels at remote sites? *Environmental Pollution*.

Kubo T., Kobayashi T., Kato K., Nishimura S., Uemura S., Ono K., Sumida A., Hara T., 2008. Estimating the three-dimensional structure of canopy foliage based on the light measurements in a *Betula ermanii* stand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148 : 1293-1304.

Kuo J., Mc Comb A.J., 1989. Seagrass taxonomy, structure and development. In A.W.D. Larkum, A.J. Mac C, S.A. SHEPHERD (eds) "Biology of seagrasses", Aquatic Plant Studies 2, Elsevier Publ. : 6-73.

Lafabrie C., Pergent G., Pergent-Martini C., 2009. Utilization of the seagrass *Posidonia oceanica* to evaluate the spatial dispersion of metal contamination. *Science of the Total Environment*, 407 (7) : 2440-2446.

- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier publ., Tec & Doc : 320p.
- Langston W.J., Bebianno M.J., 1998. Metal metabolism in aquatic environments. Ecotoxicology series 7, Chapman & Hall Ltd, 448 p.
- Lebourgeois F., 2000. Climatic signals in earlywood, latewood and total ring width of Corsican pine from western France. *Annals of Forest Science*, 57 : 155-164.
- Leone V., Lovreglio R., 2004. Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant Ecology*, 171 : 221-235.
- Leoni V., Pasqualini, V. Pergent-Martini C., Vela A., Pergent G., 2006. Morphological responses of *Posidonia oceanica* to experimental nutrient enrichment of the canopy water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 339 (1) :1-14.
- Lloret J., Marin A., Marin-Guirao L., Velasco J., 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management*, 48(9-10) : 828-842.
- Lovett Doust J., Schmidt M., Lovett Doust L., 1994. Biological assessment of aquatic pollution : A review, with emphasis on plants as biomonitors. *Biological Reviews*, 69 : 147-186.
- Lyngby J.E., Brix H., 1982. Seasonal and environmental variations in cadmium, copper, lead and zinc concentrations in eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Limfjord, Denmark. *Aquatic Botany*, 14 : 59-74.
- Malea P., 1994. Seasonal variation and local distribution of metals in the seagrass *Halophila stipulacea* (Forsk) Aschers in the Antikyra gulf, Greece. *Environmental Pollution*, 85(1) : 77-85.
- Malea P., Rijstenbil J.W., Haritonidis S., 2006. Effects of cadmium, zinc and nitrogen status on non-protein thiols in the macroalgae *Enteromorpha* spp. from the Scheldt Estuary (SW Netherlands, Belgium) and Thermaikos Gulf (N Aegean Sea, Greece). *Marine Environmental Research*, 62(1) : 45-60.
- Miszalski Z., Libik M., Surówka E., Niewiadomska E., 2005. Cu/Zn superoxide dismutase and catalase activities in *Pinus mugo* needles growing at elevated stands in the mountains, and their photochemical efficiency of PSII . *Journal of Plant Physiology*, 162(8) : 895-902.
- Møller, I.M., Jensen, P.E., Hansson A. 2007. Oxidative modifications to cellular components in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 58 : 459-481.
- Nabais C., Freitas H., Hagemeyer J., 1999. Dendroanalysis : a tool for biomonitoring environmental pollution ? *Science of the Total Environment*, 232 : 33-37.

Neves N.R., Oliva M.A., da Cruz Centeno D., Costa A.C., Ferreira Ribas R., Gusmão Pereira E., 2009. Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: Potential use in environmental risk assessment. *Science of The Total Environment*, 407(12) : 3740-3745.

Office National des Forêts, 2006. Contribution à la conduite des peuplements de pin laricio et des habitats associés, Tome 1 Patrimoine et Richesses, Ed. Office National des Forêts, 249 p.

Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, Jr., K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56 : 987-996.

Osborn D., Datta A., 2006. Institutional and policy cocktails for protecting coastal and marine environments from land-based sources of pollution. *Ocean Coastal Management*, 49 : 576-596.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Clabaut P., Pergent G., 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar : Application, of the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47 : 359-367.

Patricio J., Neto J.M., Teixeira H., Salas F., Marques J.C., 2009. The robustness of ecological indicators to detect long term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine Environmental Research*, 68 (1) : 25-36.

Peng K., Luo C., Lou L., Li X., Shen Z., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L., and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 392 (1) : 22-29.

Pereira J.S., Chaves M.M., 1993. Plant water deficits in Mediterranean ecosystems; *In* : Smith JAC, Griffiths H. (Eds.), Water deficits, Plant responses from cell community, Environment. *Plant Biology Series*, 237-251.

Pergent G., Pergent-Martini C. Boudouresque C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : Etat des connaissances. *Mésogée*, 54 : 3-27.

Pergent-Martini C., V. Leoni, V. Pasqualini, G.D. Ardizzone, E. Balestri, R. Bedini, A. Belluscio, T. Belsher, J. Borg, C.F. Boudouresque, S. Boumaza, J.M. Bouquegneau, M.C. Buia, S. Calvo, J. Cebrian, E. Charbonnel, F. Cinelli, A. Cossu, G. Di Maida, B. Dural, *et al.*, 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators*, 5(3) : 213-230.

Pergent-Martini C., Pergent G., 1995. Lepidochronological analysis in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* : State of art and future developments. *Oceanologica acta*, 17(6) : 673-681.

Pergent-Martini C., Pergent G., 2000. Are marine phanerogams a valuable tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : example of the Mediterranean sea? *International Journal of Environmental Pollution*, 13(1-6) : 126-147.

Pflugmacher S., Geissler K., Steinberg C., 1999a. Activity of phase I and phase II detoxication enzymes in different cormus parts of *Phragmites australis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42 : 62-66.

Prange, J.A., Dennison, W.C., 2000. Physiological responses of five seagrass species to trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 41 : 327-336.

Quézel P., Médail F., 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Ed. Elsevier, Lavoisier Publ., 572 p.

Rajar R., Četina M., Horvatand M., Žagar D., 2006. Mass balance of mercury in the Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 107(1) : 89-102.

Ramade F., 2002. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, 2e édition. Editions Dunod, 1075p.

Rama-Devi S., Prasad M. N. V., 1998. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (Coontail), a free floating macrophyte : Response of antioxidant enzymes and antioxidants. *Plant Science*, 138 : 157-165.

Rameau J.C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008. *Flore forestière française, Guide écologique illustré. Région méditerranéenne*. Ed. Institut pour le développement forestier, 3, 2432 p.

Ranvier S., Gnassia-Barelli M., Pergent G., Capiomont A., Romeo M., 2000. The effect of mercury on glutathione S-transferase in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina*, 43 : 161-168.

Rapport D.J., Costanza R. and A.J. McMichael, 1998. Assessing ecosystem health. *Tree*, 13(10) : 397-402.

Rice-Evans C.A., Millern N.J., Bolwell P.G., Bramley P.M., Pridham J.B., 1995. The relative antioxidant activities of plant-derived polyphenolic flavonoïds. *Free Radical Research*, 22 : 375-383.

Rijstenbil J.W., Haritonidis S., Malea P., Seferlis M., Wijnholds J.A. 1998. Thiol pools and glutathione redox ratios as possible indicators of copper toxicity in the green macroalgae *Enteromorpha* spp. From the Scheldt estuary (SW Netherlands, Belgium) and Thermaikos Gulf (Greece, N Aegean Sea). *Hydrobiologia*, 385 : 171-181.

Robles C., Greff S., Pasqualini V., Garzino S., Bousquet-Mélou A., Fernandez C., Korboulewsky N., Bonin G., 2003. Phenols and Flavonoids in Aleppo Pine Needles as Bioindicators of Air Pollution. *Journal of Environmental Quality*, 32 : 2265-2271.

Roldan-Arjona T., Ariza R.R., 2009. Repair and tolerance of oxidative DNA damages in plants. *Reviews in Mutation Research*, 681 : 169-179.

Roméo M., 1991. Toxicologie des métaux-traces dans l'environnement marin. *Océanis*, 17(4) : 383-402.

Sabaté S., Gracia C.A., Sanchez A., 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus Sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest ecology and management*, 162 : 23-37.

Saxe H., Cannell M. G. R., Johnsen, Ryan M.G., Vourlitis G., 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. *New phytologist*, 149: 369-399.

Sardans J. Penuelas J., Estiarte M., 2008. Warming and drought trace element bioaccumulation patterns in a Mediterranean shrubland. *Chemosphere*, 70 : 874-885.

Scarascia-Mugnozza G., Oswald H., Piussi P., Radoglou K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132 : 97-109.

Schaeffer D.J., 1991. A toxicological perspective on ecosystem characteristics to track sustainable development: Ecosystem health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 22(2) : 225-239.

Sfriso A., Facca C., Ghetti P.F., 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area : the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, 56(5) : 617-636.

Short, F.T., Wyllie-Echeverria S., 1996. Human-induced and disturbance in seagrasses. *Environmental Conservation*, 23(1):17-27.

Secchi F., 1995. Analyse des conventions. In "Contamination et indicateurs de pollution chimique toxique en milieu marin - Résumé des contributions", IARE, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse & Ministère de l'Environnement édit., Plan d'action pour le littoral méditerranéen : Programme pluri-annuel d'études et de recherches (1992-1996) : 5-15.

UNEP, 1990. Livre rouge « Gérard Vuignier » des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. UNEP/IUCN/GIS Posidonie. UNEP, MAP Technical reports, 43 : 1-250.

Vavilin D.V., Ducruet J.M., Matorin D.N., Venediktov P.S., Rubin A.B., 1998. Membrane lipid peroxidation, cell viability and Photosystem II activity in the green alga *Chlorella pyrenoidosa* subjected to various stress conditions. *Journal of Photochemistry and Photobiology B : Biology*, 42 : 233-239.

- Vitasse Y., Delzon S., Dufrêne E., Pontauiller J.Y., Louvet J.M., Kremer A., Michalet R., 2009. Leaf phenology sensitivity to temperature in European trees: Do within-species populations exhibit similar responses? *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(5) : 735-744.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M., 1997. Human domination of hearth's ecosystems. *Science*, 277 : 494-499.
- Wahid, A., Gelani, S., Ashraf, M., Foolad, M.R. 2007. Heat tolerance in plants: An overview. *Environmental and Experimental Botany*, 61(3) : 199-223.
- Wang H., Jia Y., 2009. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates. *Journal of Environmental Sciences*, 21 : 1409-1414.
- Wang Y., Oyaizu H., 2009. Evaluation of the phytoremediation potential of four plant species for dibenzofuran-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 168 : 760-764.
- Wang C., Wang X., Tian Y., Xue Y., Xu X., Sui Y., Yu H., 2008. Oxidative stress and potential biomarkers in tomato seedlings subjected to soil lead contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(3) : 685-691.
- Waterman P.G., Mole S., 1994. Analysis of phenolic plant metabolites. *Methods in ecology*, Blackwell Scientific Publications, Lawron J.H. and Likens G.E. Editors, 231p.
- Winkel-Shirley B., 2002. Biosynthesis of flavonoids and effects of stress. *Current Opinion in Plant Biology*, 5 : 218-223.
- Wu R.S.S., Siu W.H.L., Shin P.K.S., 2005. Induction, adaptation and recovery of biological responses: Implications for environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 51 : 623-634.
- Žagar D., Petkovšek G., Rajar R., Sirnik N., Horvat M., Voudouri A., Kallos G., Četina M., 2007. Modelling of mercury transport and transformations in the water compartment of the Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 107(1) : 64-88.
- Zausen G.L., Kolb T.E., Bailey J.D., Wagner M.R., 2005. Long-term impacts of stand on ponderosa pine physiology and bark beetle abundance in northern Arizona: A replicated landscape study. *Forest Ecology and Management*, 218 : 291-305.
- Zhang M., Cao T., Ni L., Xie P., Li Z., *in press*. Carbon, nitrogen and antioxidant enzyme responses of *Potamogeton crispus* to both low-light and high-nutrient stresses. *Environmental and Experimental Botany*.

PRINCIPALES PUBLICATIONS

Les principales publications annexées correspondent à des publications internationales qui reflètent l'ensemble de mes travaux de recherche.

Ferrat L., Bingert A., Roméo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(11) : 2365-2371.

Ferrat L., Roméo M., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., 2002. Effects of mercury on antioxidant mechanisms in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*, *Disease of Aquatic Organisms*, 50 : 157-160.

Ferrat L., Gnassia-Barelli M., Pergent-Martini C., Roméo M., 2003. Mercury and non-protein thiol compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C.*, 134: 147-155.

Ferrat L., Roméo M., Pergent-Martini C., 2003. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality, *Aquatic Toxicology*, 65 : 187-204.

Pergent-Martini C., Pasqualini V., **Ferrat L.**, Pergent G., Fernandez C., 2005. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia* 543: 233-243

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., **Ferrat L.**, Tomaszewski J.E., Pergent G., 2006. Conservation of wetlands : Vegetation monitoring in two Corsican Coastal lagoons (Western Mediterranean sea). *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 16: 43-60.

Cannac M., **Ferrat L.**, Pergent-Martini C., Pergent G., Pasqualini V., 2006. Effects of fish farming on flavonoids in *Posidonia oceanica*. *Science of the Total Environment*, 370 (1): 91-98.

Cannac M., **Ferrat L.**, Barboni T., Pergent G., Pasqualini V., 2007. Influence of tissue handling on the flavonoid content of the aquatic plant *Posidonia oceanica*. *Journal of Chemical Ecology*, 33: 1083-1088.

Cannac M., Barboni T., **Ferrat L.**, Bighelli A., Castola V., Costa J., Trecul D., Morandini F., Pasqualini V., 2009. Oleoresin flow and chemical composition of *Pinus nigra* supsp laricio Corsican pine in response to prescribed burnings. *Forest Ecology and Management* 257: 1247-1254.

Cannac M., Pasqualini V., Barboni T., Morandini F., **Ferrat L.**, 2009. Phenolic Compounds of *Pinus laricio* Needles: A Bioindicator of the Effects of Prescribed Burning in function of Season. *Science of the Total Environment*. 407: 4542-4548.

