

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université AbouBekr-Belkaid- TLEMCEM
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers
Département d'Ecologie et Environnement

Laboratoire de recherche « Valorisation des actions de l'homme pour la protection de
l'environnement et application en santé publique »



ECOTOXICOLOGIE ET TRANSFERTS DE POLLUANTS

Semestre 1 Master 2eme année

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialités : Toxicologie industrielle et environnementale
: Ecologie Animale

Responsable de l'unité :

Mme BENGUEDDA- RAHAL Wacila

Maitre de conférences A

Année Universitaire 2023/2024



ECOTOXICOLOGIE ET TRANSFERTS DE POLLUANTS

PLAN DU COURS

Présentation du contenu de la matière

Chapitre 1 : La pollution de la biosphère

- 1.1- Définition et notions de base en toxicologie de l'environnement
- 1.2- Principaux problèmes environnementaux à l'échelle de la biosphère
- 1.3- Classification des polluants
- 1.4- Mécanismes de dispersion, de circulation et de transfert des polluants

Chapitre 2 : Effets des polluants sur l'environnement

- 2.1- Effets des polluants au niveau des populations
- 2.2- Effets des polluants au niveau des écosystèmes

Chapitre 3 : Détermination des principaux paramètres écotoxicologiques quantitatifs

- 3.1- Evaluation de la toxicité d'un polluant (tests de toxicité)
- 3.2- Relation dose-réponse en écotoxicologie

Chapitre 4 : Monitoring des polluants

- 4.1- Monitoring des polluants dans les écosystèmes
- 4.2- Bio marqueurs - Principaux types et applications

Références bibliographiques

CHAPITRE 1 : LA POLLUTION DE LA BIOSPHERE

Définitions et notions de base en toxicologie de l'environnement

Les dégradations de plus en plus étendues qui résultent de la pollution de la biosphère, compromettent la stabilité des écosystèmes et menacent le renouvellement des ressources naturelles biologiques et minérales.

La majorité des préoccupations scientifiques afférentes à la problématique de la pollution environnementale, s'est regroupée au cours des dernières décennies dans une nouvelle subdivision des sciences écologiques nommée « Ecotoxicologie ».

Le domaine le plus authentique de l'écotoxicologie, tient dans l'analyse des conséquences écologiques, résultant de l'exposition permanente dans tel ou tel biotope, à de faibles concentrations d'un polluant toxique donnant des effets indirects et différés sur les populations et les biocénoses.

L'écotoxicologie se place à la confluence de l'écologie, de la toxicologie, et de la chimie de l'environnement. Elle donne la prépondérance à la quantification des flux, et au devenir des substances grâce à l'analyse chimique des polluants.

Une des premières démarches de l'écotoxicologie, consiste en la détermination des principales causes de pollution, de la localisation géographique des sources, de l'importance des rejets donc des flux vers les divers compartiments de la biosphère, et des stocks de polluants émis dans ces derniers.

Principaux problèmes environnementaux à l'échelle de la biosphère.

Le terme de pollution désigne les rejets dans l'environnement de substances polluantes toxiques, que l'homme disperse dans l'écosphère.

La définition de ce terme, fut établie en 1965, par les experts du comité scientifique du 1^{er} comité de la Maison-Blanche pour la protection de l'environnement :

« La pollution est une modification défavorable du milieu naturel, qui apparaît en totalité ou en partie, comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu, ou encore en enlaidissant la nature. »

L'histoire des pollutions reflète à la fois les progrès de la civilisation technologique, de la production industrielle et la croissance démographique.

Au cours du 19^{eme} siècle, la révolution industrielle fit appel de plus en plus aux combustibles fossiles, charbon puis pétrole.

Parmi les principales causes de pollution, il faut distinguer trois sources :

- La production d'énergie

- Les industries chimiques et métallurgiques
- Les activités agricoles

Classification des polluants

- Selon leur nature : on distingue des agents physiques, chimiques et enfin biologiques.
- Selon leur effet écologique : En prenant en considération le milieu (air, eaux, et sols)
- Du point de vue toxicologique, et selon la voie de contamination : par inhalation (voie respiratoire) par contact (voie transtégumentaire) ou encore par ingestion (voie trophique).

Mécanismes de dispersion, de circulation et de transfert des polluants.

Circulation atmosphérique des polluants.

Les mouvements atmosphériques jouent un rôle fondamental dans la répartition des agents polluants. L'atmosphère comporte plusieurs zones qui se succèdent en altitude. Ce sont la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, et l'ionosphère(ou thermosphère). Bien que l'ozone O₃ existe dans l'air à toutes les altitudes, c'est dans la stratosphère qu'il se rencontre aux plus fortes concentrations, constituant la « couche » ou écran d'ozone.

On distingue dans la troposphère, divers mouvements des masses d'air, parfois très intenses, qui permettent de disperser les polluants dans cette zone. Ces mouvements sont horizontaux dénommés « vents » et des mouvements verticaux dénommés « courants ascendants » liés à de fortes perturbations météorologiques.

Dans la stratosphère, la dispersion verticale des polluants est très lente, à cause de la faible vitesse à laquelle se font les échanges entre les couches d'air d'altitudes différentes.

On appelle **temps moyen de résidence** = la durée moyenne pendant laquelle une particule ou une certaine concentration de substance à l'état gazeux introduite à une altitude donnée va y séjourner.

Une particule aérosol demeure à peu près 2 ans dans la basse stratosphère vers 20km d'altitude (**Newell, 1971**). Cette durée est de 04 mois au niveau de la tropopause (limite entre stratosphère et troposphère), de 30 jours dans la haute troposphère et de 6 à 10 jours dans les couches les plus basses de l'atmosphère. (**Newell, 1971**).

Transfert des polluants de l'atmosphère vers la surface des sols et l'hydrosphère

Un phénomène important dans la cinétique des polluants atmosphériques, tient en le rôle des brouillards. Ses microgouttelettes possèdent une forte aptitude à capter de nombreux polluants. La condensation du brouillard sur le feuillage et autres parties aériennes des plantes, présente de redoutables conséquences pour la végétation car les polluants s'y trouvent plus concentrés que dans l'air. (**Ramade, 2006**)

Les polluants sont transférés de l'atmosphère sur les continents par les précipitations cheminant dans les sols et contaminant les eaux superficielles.

Les mécanismes généraux du cycle biogéochimique de l'eau, amènent les diverses substances polluantes à l'état dissous ou particulaire, dans le milieu océanique. Les masses d'eau polluées, se diluent dans la mer, ou les courants achèveront de les disperser dans l'ensemble de l'hydrosphère.

Incorporation des polluants dans la biomasse

Le comportement des polluants dans les écosystèmes et leurs biocœnoses va être conditionné par leurs caractéristiques physico-chimiques qui conditionnent leur stabilité ou à l'opposé leur (bio) dégradabilité.

Un grand nombre de polluants dispersés dans l'environnement sont instables. L'action des facteurs physico-chimiques les décomposera en dérivés peu ou pas toxiques. Parmi ces

- La photodégradation due à l'effet des rayons UV qui cassent les molécules.
- La photolyse
- L'hydrolyse
- L'oxydation
- Réactions acido-basiques pour les composés inorganiques.

En outre, dans bien des cas, les microorganismes jouent un rôle actif dans cette décomposition dénommée biodégradation. Malheureusement, il existe diverses familles de polluants pas ou peu biodégradables : c'est le cas de certaines formes chimiques de métaux ou de métalloïdes toxiques (CH_3Hg par exemple) ainsi que de nombreux polluants organiques persistants, tels les dioxines ou certains insecticides organochlorés.

Bioaccumulation et Bioconcentration

Les organismes effectuent une dispersion active de nombreux polluants, et surtout peuvent les concentrer dans leurs tissus, ce qui augmente les risques toxicologiques.

La biodisponibilité d'une substance en général et d'un polluant en particulier, est donc la fraction de la quantité totale de ce dernier, présente dans le biotope qui est absorbable par des producteurs (végétaux), consommateurs(animaux) et /ou décomposeurs(champignons, bactéries) qui peut donc être prélevée dans le biotope par un organisme considéré, et être transférée, stockée et métabolisée par ce dernier.

On désigne par **Bioaccumulation**, le processus d'absorption par lequel les êtres vivants peuvent accumuler dans leur organisme des nutriments, toute autre substance présente naturellement dans son environnement, ou encore un polluant organique de synthèse, quelle que soit la voie de pénétration dans l'organisme considéré.

Chez les animaux terrestres : la bioaccumulation est la résultante des absorptions par voie Digestive, respiratoire et cutanée.

Chez les plantes : par voies transradiculaires et transfoliaires et éventuellement par voie Respiratoire.

Chez les organismes aquatiques : C'est la somme des absorptions par contact et par ingestion

Plus la voie transbranchiale.

On appelle **Facteur de concentration F_c** : Le rapport entre la concentration d'un polluant dans les tissus d'un organisme donné, à sa concentration dans le biotope.

La Bioconcentration : processus par lequel une substance prélevée dans un biotope par un être vivant, va se rencontrer dans l'organisme de ce dernier, à des concentrations supérieures à celles auxquelles il se trouve dans l'eau, l'air et/ou les sols.

La bioconcentration est un cas particulier de la bioaccumulation.

Le facteur de bioconcentration F_{BC} : la valeur par laquelle la concentration d'un polluant dans un organisme donné excède celle dans le biotope $F_c > 1$.

Il existe un nombre important d'espèces animales et végétales qui concentrent dans leurs tissus des polluants persistants qui atteignent des dizaines, voire des centaines de mille fois celle du polluant dans le biotope. Ce sont des concentrateurs biologiques.

Bioconcentration dans les organismes terrestres

On compte divers végétaux terrestres ex : la carotte, l'arachide, les tubercules de pomme de terre qui sont capables de concentrer certaines substances minérales et organiques dans le sol, en particulier les pesticides.

Chez les espèces animales, les lombrics et autres oligochètes peuvent bio accumuler les éléments toxiques comme les insecticides organochlorés et les métaux lourds.

Bioconcentration dans les organismes aquatiques

Fucus et tous les laminaires, ont l'aptitude à concentrer l'iode, le brome et autres halogènes présents dans l'eau de mer. Le vanadium se rencontre à des taux très élevés dans le sang des calmars. L'hépatopancréas des mollusques bivalves retient jusqu'à plus d'un g/kg de Cd rapporté à son poids sec.

La moule *Mytilus galloprovincialis* a présenté un facteur de concentration de 690.000 pour les PCB (**Ramade, 1991**)

Avec les polluants xénobiotiques, il se produit une bioconcentration de ces derniers dans toute la chaîne trophique, en s'élevant à chaque niveau trophique et ce sont les super prédateurs qui présenteront les taux de contamination les plus élevés. Ce phénomène est dénommé **Bioamplification**.

Conclusion

La circulation des polluants dans la biosphère nous montre combien la contamination par n'importe quelle substance minérale ou organique, naturelle ou synthétique, ne doit jamais être considérée comme un phénomène ponctuel, très localisé dans l'espace.

Les phénomènes de ruissellement et d'infiltration contaminent aussi les eaux superficielles et les nappes phréatiques, voire les aquifères profondes à partir de contaminants telluriques (cas des engrais, des pesticides et aussi des déchets chimiques)

Par le jeu des chaînes alimentaires, l'homme qui est situé au sommet de toutes les pyramides écologiques, s'expose en quelque sorte à un « effet boomerang » : les concentrations en polluants qu'il rencontre dans son alimentation sont d'autant plus élevées que la contamination de l'espace rural et autres écosystèmes par les polluants concernés est plus forte.

Les normes de protection de l'environnement et/ou de l'hygiène publique, trop souvent établies sur des critères simplistes de dilution inerte, par le jeu des facteurs physico-chimiques, telles que les définissent la plupart des réglementations actuelles, sont souvent

irréalistes. Elles n'assurent qu'une protection virtuelle des populations humaines et /ou des biocœnosés concernées.

CHAPITRE 2 : EFFETS DES POLLUANTS SUR L'ENVIRONNEMENT

La toxicologie de l'environnement concerne essentiellement l'individu isolé, et les mécanismes d'action à des niveaux d'organisation plus élémentaires de polluants toxiques présents dans l'environnement.

L'Ecotoxicologie s'intéresse à un degré d'organisation supérieur constitué par des populations naturelles prises dans leur biotope.

Effets des polluants au niveau des populations

Effets sur la mortalité

La mortalité par intoxication, demeure une cause de régression pour divers peuplements végétaux ou animaux. Dans les écosystèmes terrestres, de graves pollutions atmosphériques accidentelles ou chroniques, ont eu des conséquences sur des peuplements végétaux et/ou animaux terrestres.

Des mortalités importantes affectant des peuplements forestiers couvrant des étendues considérables, ont été observées dans les régions exposées aux pluies acides.

Dans la région méditerranéenne, des dépérissements ont été observés chez des pins d'Alep appartenant à des boisements proches d'agglomérations côtières, dus à l'apport d'ozone (**Sanz *etal*, 2000**)

Les mortalités dans des peuplements aviens sont demeurées importantes, plus de deux décennies après l'interdiction des insecticides organochlorés vers 1970 dans la plupart des pays développés.

Hormis les pesticides, les métaux lourds et surtout le plomb peut provoquer des intoxications subaiguës mortelles de certaines espèces aviennes. C'est le cas du saturnisme causé chez les oiseaux par ingestion de fragments minéraux (provenant des plombs de chasse), associés aux cailloux et autres objets durs et accumulés dans leurs gésiers, afin de faciliter le broyage des aliments.

Les « marées noires » qui peuvent affecter des surfaces océaniques et littorales considérables, se chiffrent en milliers de km² et concernent des linéaires côtiers excédant le millier de km, comme ce fut le cas en Alaska en 1989, lors de l'échouage de l'« *Exxon Valdez* », et provoquant la mort de plusieurs centaines de milliers d'oiseaux de mer et d'au moins 800 individus de la rare loutre de mer (**Garshelis, 1997**).

L'« *Erika* » qui affecta en décembre 1999, les côtes atlantiques françaises, provoqua la mort d'environ 200.000 oiseaux de mer (**Cadiou *etal*, 2004**)

Effets sur la reproduction

Des causes d'échecs de la reproduction résultant de l'exposition à des polluants, peuvent se rencontrer à de nombreuses étapes des processus reproducteurs : gamétogenèse, maturation des gamètes, comportement de reproduction et de nidification, fécondation, développement embryonnaire, éclosion ou parturition, mortalité néonatale.

Les premières études sur les effets néfastes de polluants sur la reproduction de populations animales, ont concerné, l'impact d'insecticides organochlorés sur la fécondité des oiseaux et furent réalisées par **De Witt(1955)** et **Genelly et Rudd(1956)**.

Koeman *etal* (1967) furent les premiers à démontrer l'existence de tels phénomènes sur des populations naturelles dans une étude sur la régression des colonies de sternes Caugck (*Sterna sandwicensis*) du littoral hollandais (50.000 couples en 1952, seulement 150 en 1965). Ces populations étaient contaminées par des résidus de dieldrine et de telodrine.

En milieu aquatique, le lindane à 25ppb et divers métaux lourds (Cr, Hg, Cu) sont toxiques pour les gamètes de poissons et diminuent le taux de fertilisation des œufs (**Billard, 1978**).

Effets sur la croissance

Les polluants agissent sur les biocénoses terrestres et aquatiques en altérant leur croissance. **Alzieu *etal* (1986), Chagot *etal* (1990)** ont montré que l'huitre *Crassostrea gigas* présente des altérations de la croissance de sa coquille à des concentrations de tributylétain <à 0,05 ppb dans l'eau de mer.

La transformation des nauplii en adulte, est inhibée par seulement 0,01ppb de DDT chez le copépode *Pseudodiaptomus cornutus*. (**Ramade, 1991**)

Adaptations des populations aux polluants : tolérance et résistance.

L'exposition aux stress chimiques dus à la pollution d'un biotope, provoque chez les individus qui la subissent un ensemble de réponses qui conduiront éventuellement à des modifications génétiques. Ces réponses peuvent être comportementales et/ou physiologiques.

Tolérance aux métaux lourds

Une étude a comparé des populations d'Annélides polychètes (*Nereis diversicolor*) provenant de divers estuaires du sud-ouest de l'Angleterre dont les sédiments sont pollués par les effluents de mines de cuivre et autres métaux lourds. Elle a démontré que les souches de *N.diversicolor* vivant sur des sédiments riches en Cu, présentent une nette tolérance des annélides. La CL₅₀ des populations vivant dans des estuaires non pollués était de 0,5g/cm³ de Cu dans l'eau de mer après 24h, contre 2,5g/cm³ pour les annélides provenant d'estuaires contaminés renfermant 4mg/kg de Cu dans les sédiments. (**Bryan et Hummerstone, 1973**).

Résistance aux pesticides

La résistance aux insecticides constitue le cas le mieux étudié d'adaptation de populations naturelles de diverses espèces à une catégorie de polluants de l'environnement.

A la différence des phénomènes de tolérance, la résistance aux insecticides, s'accompagne d'un spectaculaire accroissement des DL₅₀ /CL₅₀, de sorte que les souches résistantes sont capables de supporter des concentrations de l'insecticide plusieurs fois supérieures à celles causant 100% de mortalité dans les populations sensibles. On appelle coefficient de résistance F_R, le rapport entre la DL₅₀ de la souche résistante à celui de la souche sensible de référence de la même espèce.

$$F_R = DL_{50 R} / DL_{50 S}$$

Effets des polluants au niveau des écosystèmes

Dans les environnements pollués, l'existence d'un contaminant donné, agira nécessairement sur l'étendue de la ressource utilisée par chaque espèce en fonction du degré de tolérance ou de sensibilité de cette dernière.

En conséquence, l'équilibre existant entre les divers constituants de la communauté, sera perturbé car la présence du polluant provoquera des modifications dans la compétition interspécifique, conduisant au déclin les populations d'espèces les plus sensibles.

Réduction d'abondance et de richesse spécifique

L'effet le plus spectaculaire d'une pollution tient en l'élimination totale de toutes les espèces d'une zone contaminée. Il a été démontré que du fait de la pollution atmosphérique par divers gaz toxiques, le centre des villes est depuis longtemps dépourvu de lichens, éliminés par les teneurs excessives en SO₂ et en autres aéropolluants de l'air urbain (**Fenton, 1960**)

De fortes mortalités ont été observées, en particulier dans les habitats aquatiques après l'usage de pesticides à vaste spectre d'action. La pollution des habitats aquatiques est due surtout à la dérive des brouillards de traitements et aux ruissellements.

La réduction de densité et de richesse spécifique dans des milieux terrestres ou aquatiques exposés à une pollution chronique représente le facteur primordial affectant la structure des communautés.

Effets sur la dominance

La diminution de richesse spécifique s'accompagne souvent de modifications dans la dominance des peuplements affectés par une pollution. On constate en règle générale que la pollution d'un biotope se traduit par une diminution de l'abondance des consommateurs par rapport à celle des producteurs et une modification de la proportion des différents types trophiques (Hall et Likens, 1980).

Plusieurs indices de dominance ont été proposés en écotoxicologie.

Le plus simple est celui de Berger et Parker(1970) :

$$D = N_1 / N$$

Où N₁ est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante et N le nombre total d'individus

Effets sur la succession

L'exposition permanente à un polluant toxique maintiendra la communauté à un stade juvénile de la succession ou seulement quelques espèces opportunistes, pollutolérantes, de faible longévité et douées d'un haut potentiel biotique pourront survivre (**Ramade, 2006**).

En milieu aquatique, les Oligochètes du genre *Tubifex* représentent bien ce type d'espèce propre aux écosystèmes lotiques tempérés. Après qu'une pollution sévère a appauvri la zoocoenose propre à un milieu d'eau courante, ce genre opportuniste colonise rapidement les espaces laissés libres par diminution de compétition interspécifique.

Le rejet d'un effluent riche en matières organiques va provoquer une perturbation totale de l'écosystème avec apparition de quatre zones qui vont se succéder dans le sens du courant (**Hynes, 1960**).

- Une zone de dégradation où se produit une disparition totale de la biocoenose d'eau pure à la suite du mélange des eaux d'égouts avec celles du fleuve.

- Une zone de décomposition active lui fait suite ou apparaît une communauté constituée de bactéries et de champignons qui vont se multiplier et décomposer la matière organique introduite dans le cours d'eau. A ce niveau la zoocoenose est réduite à quelques espèces très résistantes à la pollution.
- Une zone de restauration ou l'épuration naturelle va restituer aux eaux leurs caractères initiaux. La communauté comportera des algues et un certain nombre d'espèces pollutolérantes (*Chironomus*, *Asellus*) à côté desquelles commence à s'observer un certain nombre d'espèces d'eau pure dont l'abondance va croissant vers l'aval.
- Une zone de pureté normale avec une biocoenose diversifiée au maximum caractéristique des eaux pures.

Effets des polluants sur la productivité

Les écosystèmes terrestres

L'impact des polluants sur les communautés végétales peut être divisé en trois groupes selon la gravité des effets (**Smith, 1974**)

- La classe I correspond à une faible charge en polluant avec une phytocoenose se comportant comme « un puits » pour ce dernier. Ce type de réponse est décelable seulement par analyses chimiques, mais il permet de mettre en évidence les premiers indices d'accumulation du polluant et de son mouvement du comportement abiotique au comportement biotique de l'écosystème.
- Les réponses de classe II résultent de concentrations intermédiaires en polluants.
A ce stade, les plantes montrent une réduction de croissance, une mortalité accrue dans les populations d'espèces les plus sensibles, une reproduction réduite et une diminution de productivité primaire et de biomasse.
- Les réponses de classe III se traduisent par une forte mortalité dans les populations végétales résultantes d'intoxications aiguës avec une simplification de la structure biocénotique et donc une diminution considérable de stabilité de l'écosystème.

Les écosystèmes aquatiques

Les métaux lourds peuvent exercer une action néfaste sur la productivité primaire du phytoplancton et d'autres algues en milieu limnique ou marin, en particulier le cuivre qui est très toxique pour ces organismes.

Des insecticides organochlorés comme le DDT se sont aussi montrés toxiques pour la croissance des algues d'eau douce (**Goulding et Ellis, 1981**)

Fisher(1975) a en effet montré que non seulement le DDT mais aussi les PCB (à 10 ppb) peuvent réduire significativement la production primaire de deux espèces de diatomées marines.

Fisher(1975) a également souligné le fait que la prolifération de souches phytoplanctoniques résistantes aux composés organochlorés provoquerait de nombreuses perturbations biocénotiques.

Les herbicides présentent également une action potentielle néfaste sur la production primaire des milieux dulçaquicoles.

L'atrazine a également révélé un fort potentiel d'inhibition sur le phytoplancton et les algues d'eau douce

Le SO₂ représente un des aéropolluants ayant donné lieu aux recherches les plus approfondies au plan ecotoxicologique concernant ses effets sur les phytocoenoses et à divers niveaux d'organisation des organismes.

Au contact de la vapeur d'eau atmosphérique, le SO₂ va se transformer en acide sulfurique ; de même, le NO₂ formé par les combustions se transformera en acide nitrique. Acides sulfurique et nitrique constituent les acides forts principaux à l'origine du phénomène des pluies acides. Il a été montré en Finlande que des pollutions de l'air par 14ppb à 19ppb de SO₂ développent de nombreux désordres physiologiques qui se traduisent par des atteintes de l'appareil photosynthétique.

En milieu océanique, il a été démontré à la fois expérimentalement et *in situ* que la pollution par le pétrole exerçait une action défavorable sur la productivité primaire.

Des travaux expérimentaux effectués en laboratoire et *in situ* ont montré que le pétrole affectait même à faibles concentrations la photosynthèse du phytoplancton. En outre se déroule un phénomène de photo-oxydation qui produit des dérivés beaucoup plus toxiques que les hydrocarbures initiaux (**Lacaze, 1978**).

Une des conséquences les plus marquantes mise en évidence au plan biocénotique fut un raccourcissement des chaînes trophiques lié à la disparition du zooplancton de grande taille.

CHAPITRE 3 : DETERMINATION DES PRINCIPAUX PARAMETRES ECOTOXICOLOGIQUES QUANTITATIFS.

Evaluation de la toxicité d'un polluant

Tests de toxicité et/ou d'écotoxicité

Ils ont pour objet d'évaluer le degré de sensibilité (ou de résistance) à tel ou tel polluant toxique chez les diverses espèces animales ou végétales. En pratique on cherche à déterminer les différentes formes de toxicité (par contact, par inhalation, ou par ingestion) et à faire une évaluation quantitative de leurs principaux effets létaux ou sublétaux. (**Ramade, 2007**)

La détermination du potentiel toxique d'un polluant, quelle que soit la nature de la conséquence pathologique considérée, consiste à estimer divers paramètres qui caractérisent son action non pas au niveau de l'individu isolé mais à celui d'une population.

La principale conséquence d'une intoxication (la mort des organismes contaminés) ne peut en effet s'évaluer que par un taux (ou coefficient) de mortalité qui n'est pas un caractère individuel mais au contraire spécifique de l'ensemble de la population. C'est donc un critère **démo-écologique**.

L'évaluation des diverses formes de toxicité -et d'écotoxicité-provoquée par une substance donnée, implique en premier lieu celle de **la mortalité** et/ou de la baisse du taux de natalité, donc de **la diminution du potentiel biotique**. Cette évaluation nécessite d'être effectuée dans des conditions expérimentales bien standardisées, sur un échantillon de population d'une espèce de référence convenablement choisie.

De façon générale, trois précautions essentielles doivent être prises dans tout essai ecotoxicologique :

- Rassembler un échantillon aussi homogène que possible de l'espèce testée par sélection d'individus de même sexe, de même âge et de même poids ;
- Utiliser une technique d'exposition au polluant qui assure une normalisation des conditions expérimentales pendant toute la durée du test ;
- Recueillir avec discernement les données numériques des expériences et les analyser avec une méthode statistique appropriée.

Le but des tests écotoxicologiques est de calculer les principaux paramètres qui caractérisent la toxicité aigue ou à long terme de tout composé polluant.

Deux méthodes peuvent être utilisées dans ce but :

- Une première méthode de test qui consiste à déterminer la mortalité y (ou tout autre effet négatif du polluant toxique sur tel ou tel paramètre éco physiologique ou démo-écologique comme la fécondité par exemple) consécutive à l'exposition à une dose ou une concentration constante en fonction de temps croissants : $t_1, t_2, t_3, \dots, t_n$, ce qui conduit à établir la relation $y=f(t)$;
- La seconde consiste à déterminer la mortalité y ou tout autre effet négatif du polluant toxique en fonction de doses croissantes $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ cela permet d'établir la courbe représentative de la fonction $y=f(x)$. On calculera par la suite les diverses constantes écotoxicologiques caractéristiques du composé étudié.

Principaux paramètres écotoxicologiques

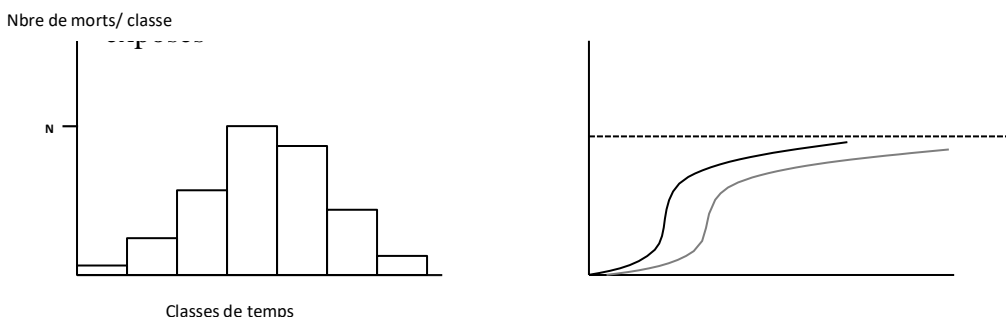
La mortalité, qui est, comme la natalité, et le sex-ratio, un paramètre démo-écologique spécifique, se mesure sur des échantillons de populations naturelles et plus souvent des souches d'organismes de laboratoire fortement sélectionnées. Les tests concernent des métazoaires ou des plantes vertes, mais aussi des protistes, voire des bactéries, ainsi que des cultures de cellules *in vitro* lorsqu'il s'agit d'évaluer la **cytotoxicité** d'une substance.

➤ Relation entre la mortalité et le temps d'exposition

Il est assez fréquent en écotoxicologie d'évaluer l'effet en fonction du temps, d'une dose ou d'une concentration donnée d'un polluant.

Dans les conditions naturelles, l'histogramme des mortalités par classes de temps dans une tranche d'âge se répartit selon une courbe normale. En conséquence, la mortalité cumulée en fonction du temps varie selon une fonction logistique dont la courbe représentative est une sigmoïde (courbe dite en « S »). Lorsqu'un échantillon d'une population d'une espèce donnée est exposée à un composé toxique, la mortalité augmente en fonction du temps et s'accroît d'autant plus que la concentration ou la dose d'exposition sera plus forte selon une relation qui demeure sigmoïdale.

On obtiendra ainsi un ensemble de courbes d'allure sigmoïdale dont le point d'inflexion sera d'autant plus rapproché de l'origine, que la dose sera plus forte. A partir des valeurs des doses / concentrations utilisées égales ou supérieures à celles qui causent 100% de mortalité dans la population étudiée, il sera possible de déterminer la TL_{50}



TL_{50} est le temps nécessaire pour que périssent 50% des individus exposés à une dose ou une concentration déterminée.

D'autres paramètres en rapport avec la relation mortalité-dose, déterminables par la pratique de tests d'écotoxicité sont la **DL₅₀** (dose létale moyenne ou dose létale 50%, dans les cas de substances toxiques solides) et la **CL₅₀** (Concentration létale moyenne, dans le cas de substances toxiques fluides)

DL_{50} et CL_{50} s'évaluent en général après 24H ou 48H d'exposition dans les tests de toxicité aigue et après 96H dans les tests d'écotoxicité aquatique.

Corrélativement, les tests mortalité-dose permettent le calcul de la DL_{10} qui marque la limite entre les toxicités aiguës et subaiguës (mortalité inférieure à 10%) et de la DL_{90} dont l'intérêt pratique est évident dans la recherche appliquée relative à la découverte de nouvelles substances toxiques.

➤ Mesure des effets non létaux

La mesure des effets non létaux revêt une importance capitale en écotoxicologie, car les polluants ne sont qu'occasionnellement présents dans les écosystèmes à des concentrations provoquant une mortalité des populations exposées. Dans ces cas on se réfère à d'autres paramètres qui ne correspondent plus à une dose ou concentration létale mais selon le cas à une dose /concentration d'inhibition (CI) ou à une dose /concentration efficace(CE).

La CI (concentration d'inhibition) correspond à la concentration qui inhibe la motricité dans une proportion donnée de la population testée.

Une variante de la précédente très utilisée dans les tests insecticides est l'appréciation du « Knock-down ». Ce phénomène se caractérise par l'apparition d'une incoordination motrice consécutive à l'intoxication avec incapacité de vol chez les insectes intoxiqués, lesquels atteints d'ataxie locomotrice gisent sur le dos. Cet état de « Knock-down » permet de définir une Kd_{50} .

En réalité, la CI représente un paramètre utilisé largement dans l'évaluation de la toxicité car elle peut aussi concerner dans tel ou tel processus physiotoxicologique la diminution d'une activité endocrine (exposition à certains perturbateurs hormonaux) l'inhibition d'un enzyme ou encore celle de l'activité photosynthétique.

La majorité des effets non létaux se mesure par les CE ou DE concentrations ou doses efficaces en particulier la CE_{50} qui exprime un effet donné détectable sur 50% de la population exposée.

On dénomme sous le terme général de CE_{50} une concentration efficace sur tel ou tel processus démo-écologique, dont elle provoque 50% d'inhibition ou de diminution dans le cas de la fécondité. On peut envisager une CE_{50} pour la croissance, c'est-à-dire la concentration d'un même polluant qui ralentira de 50% la vitesse de croissance d'un végétal ou d'une espèce animale donnée, ou encore qui entrainera 50% d'inhibition de la production primaire nette dans une population végétale.

Seuils de sécurité écotoxicologiques – Relation dose réponse en écotoxicologie

Il est apparu très tôt en toxicologie, qu'il s'imposait de développer une réglementation fixant des doses et des concentrations d'exposition limites afin de protéger la santé publique. Ultérieurement, la prise de conscience progressive des risques écotoxicologiques a conduit à étendre les réglementations à la protection des communautés naturelles et de l'ensemble des écosystèmes. L'établissement des seuils de sécurité toxicologiques et/ou écologiques pour les substances polluantes implique la connaissance des concentrations et/ou des doses ne produisant pas d'effet observable (NOEC= *no observed effect concentration*). Cette

connaissance découle en pratique de l'estimation de la concentration la plus faible produisant un effet observable.

La procédure d'établissement des seuils de sécurité pour l'exposition à un toxique par ingestion, conduit tout d'abord à procéder à des expérimentations sur des animaux de laboratoire, rongeurs usuels en règle générale. Si un risque mutagène-cancérogène est défini, la réglementation prescrit de procéder à des expérimentations à plus long terme (deux ans), généralement sur des chiens ou autres mammifères plus évolués que les rongeurs. On va déterminer la concentration qui correspond à la CSE (concentration sans effet nocif observable). A partir de la CSE sera déterminée une concentration maximale « sans effet » puis une CMA (Concentration Maximale Admissible) ou DMA (Dose Maximale Admissible), selon la nature du toxique.

De la même façon sera déterminée pour toute substance toxique une dose journalière admissible(DJA) exprimée en mg/Kg de poids corporel qui, absorbée journalièrement pendant toute la durée de la vie, ne présente pas de risque significatif pour la santé humaine.

Conclusion :

Il existe une différence entre **toxicologie** et **écotoxicologie** : La première concerne les effets des toxiques sur des individus isolés alors que la seconde concerne les effets des polluants toxiques sur une population (au minimum).

Il découle de ce fait 3 conséquences :

-La gamme des variables qui conditionne l'exposition d'une population à un polluant est plus grande que celle qui affecte la réponse des individus isolés.

-Les effets subléthaux peuvent être plus importants que les effets léthaux.

- Divers individus d'une même espèce, même s'ils sont de sexe, de taille et d'âge identique, ne vont pas réagir de la même façon à un toxique.

A cet effet, **la surveillance permanente de l'environnement** concerne 2 types de démarches différentes :

- 1- Détermination des niveaux de contamination des biotopes et des populations exposés.
- 2- Evaluation des effets écotoxicologiques résultant de la pollution analysée sur les peuplements ou les biocénoses toutes entières.

Ceci permet d'établir les voies de contamination les plus critiques de l'écosystème, et à quelle concentration il est alors possible, d'établir une relation dose-réponse, et par la suite des normes de protection de l'environnement pour le polluant considéré.

CHAPITRE 4 : MONITORING DES POLLUANTS

L'étude de la pollution de l'environnement nécessite une connaissance aussi précise que possible de la distribution des polluants et de leur concentration dans les biotopes ainsi que dans les communautés d'êtres vivants. Cela implique une surveillance permanente de l'environnement tant en ce qui concerne les habitats terrestres qu'aquatiques et désignée par le terme anglais de *monitoring*.

Il faut faire une distinction entre le *monitoring* chimique dont l'objet est de déterminer le niveau de contamination par tel ou tel polluant des biotopes et de la biomasse et de l'autre le *monitoring* « biologique » dont l'objet est d'évaluer l'impact à un instant donné ou en fonction du temps, de la pollution de l'environnement sur les populations, les communautés voire les biocénoses exposées.

Le *monitoring* pris au sens strict présente une dimension de contrôle et donc réglementaire. Il s'agit de s'assurer par des méthodes d'analyses chimiques et biologiques que l'état d'un biotope, d'un peuplement ou d'une communauté vivante est conforme à des standards préétablis. (Ramade, 2006)

Le *monitoring* concerne donc deux types de démarches différentes :

- La détermination et la mesure des niveaux de contamination des biotopes ainsi que des populations végétales et/ou animales exposées
- L'évaluation des effets écotoxicologiques résultant *in situ* de la pollution ainsi détectée sur les peuplements, voire les biocénoses toutes entières, qui lui sont exposées.

Ces deux groupes d'investigations –l'un chimique, l'autre écologique- permettent d'établir les voies de contamination les plus critiques de l'écosystème concerné, par lesquels les populations des espèces les plus sensibles sont exposées au polluant, et à quelle concentration. A partir de telles données, il est possible d'établir une relation concentration-réponse écotoxicologique et donc le seuil de contamination de tel ou tel écosystème au-dessous duquel il n'y aura pas d'effet nocif, ou du moins ou ces effets n'excéderont pas un maximum tolérable.

Monitoring des polluants dans les écosystèmes

Historiquement, le 1^{er} type de mesure ayant donné lieu à un *monitoring* des polluants a eu pour objet l'analyse de leur concentration dans les biotopes, en particulier dans l'air, les eaux et les sols, c'est à dire dans la composante abiotique des écosystèmes.

Le *monitoring* biologique peut être subdivisé en trois groupes d'activité principaux :

- Détecter les effets des polluants sur des espèces bio-indicatrices au travers de critères d'abondance relative et/ou de présence-absence, ainsi que les changements dans la structure de peuplements critiques ou de communautés.

- Evaluer les effets des polluants sur les organismes et, mettre en relation avec les concentrations observées dans ces derniers et d'autres indicateurs abiotiques et biotiques
- Détecter l'éventuelle existence de souches naturelles résistantes parmi les espèces pollutolérantes qui peuvent avoir développé une résistance aux polluants.

Les « règles » du *monitoring* biologique sont fondées sur la référence à divers critères de base. Hopkin(1993) a défini cinq « règles » du biomonitoring :

- 1) **Pertinence** du programme de *monitoring* relativement à l'environnement concerné (par exemple les espèces de référence doivent être prises parmi celles qui présentent une importance écologique dans l'écosystème concerné)
- 2) **Significativité** : pour que le *monitoring* conduise à des résultats significatifs, il faut que les espèces soient largement représentées dans l'aire géographique faisant l'objet d'une surveillance permanente de l'environnement afin de permettre des comparaisons entre des sites éloignés.
- 3) **Robustesse** : Les espèces de référence choisies pour le *biomonitoring* doivent être des bio-indicateurs positifs de pollution afin de pouvoir supporter une exposition aux contaminants faisant l'objet d'un suivi sans pour autant présenter une létalité aux concentrations ambiantes.
- 4) **Réponse** : La corrélation entre exposition et la réponse des organismes servant de référence pour le monitoring doit être mesurable et proportionnelle à l'intensité de la contamination du biotope par le polluant considéré.
- 5) **Reproductibilité** : Les organismes de référence devraient produire la même réponse partout où ils sont utilisés avec pertinence. La réponse devrait être proportionnée avec le niveau de contamination.

La mesure de la contamination des organismes représente la première démarche du monitoring de l'environnement, et relève du monitoring chimique.

La plupart des polluants en particulier les substances persistantes, qu'elles soient organiques ou minérales, se présentent à des concentrations bien supérieures dans les êtres vivants à celles auxquelles ils se rencontrent dans les biotopes par suite des phénomènes de bioconcentration, et parfois de bioamplification.

Caractéristiques requises d'un bioindicateur

Ces caractéristiques ont été établies initialement dans le cas des polluants des eaux. Elles peuvent être généralisées à tous les types de contaminants (**Philipps, 1977 ,1978 ; Hellawell, 1986**).

Ces caractéristiques sont les suivantes :

- Tous les individus d'une espèce bio-indicatrice devraient présenter une corrélation identique et simple entre leur teneur en la substance polluante et la concentration moyenne de cette dernière dans le biotope ou dans l'alimentation quelles que soient la localisation et les conditions environnementales.
- L'espèce devrait être capable d'accumuler le polluant sans être tuée ni même sans que sa reproduction ne soit perturbée par les niveaux maximum des polluants observés dans l'environnement.
- L'espèce devrait être sédentaire afin d'être sûr que les concentrations trouvées soient bien en rapport avec sa contamination dans le site géographique où elle a été prélevée.
- L'espèce devrait être abondante dans l'ensemble de l'aire étudiée et si possible avoir une distribution biogéographique étendue afin de favoriser les comparaisons entre zones distinctes.
- Les espèces à forte longévité sont préférables car elles permettent un échantillonnage sur plusieurs classes d'âge si nécessaire. En outre les espèces à forte longévité subissent une exposition à un contaminant pendant de longues périodes ce qui par suite permet de disposer de preuves expérimentales sur les effets à long terme.
- L'espèce doit être de taille suffisante pour fournir des tissus en quantité nécessaire pour analyse. Cette caractéristique s'avère encore plus importante pour la dissection quand les études sont faites sur l'accumulation dans des organes spécifiques.
- L'espèce doit être facile à échantillonner et l'animal assez résistant pour être amené au laboratoire afin de réaliser par exemple des études de décontamination.

La fiabilité d'un bio-indicateur, c'est-à-dire le degré de certitude avec lequel il donne une bonne indication de la concentration d'un polluant dans l'environnement, est contrôlé par de nombreux facteurs.

Les facteurs contrôlant la fiabilité peuvent être regroupés en deux catégories : la première correspond aux facteurs intrinsèques c'est-à-dire ceux propres aux caractéristiques de l'espèce bio indicatrice et des individus qui la composent, la seconde aux facteurs extrinsèques, donc environnementaux.

Les principaux facteurs intrinsèques conditionnant la fiabilité d'un bio-indicateur sont :

- les taux d'accumulation et d'excrétion
- l'état écophysiological des individus

- Les caractéristiques démo-écologiques de l'échantillon
- L'interférence entre polluants dans leurs effets toxicologiques sur l'espèce considérée.

Taux d'accumulation et d'excrétion

Si une substance est accumulée rapidement mais dégradée lentement, les niveaux de concentration trouvés dans une espèce bio indicatrice seront plus le reflet des taux maximaux atteints par le polluant dans le biotope que de sa concentration moyenne, ils seront bien supérieurs à ceux observés dans l'environnement. A l'opposé, si une substance polluante présente des taux d'absorption et d'élimination voisins, les concentrations présentes dans l'organisme des individus seront similaires à celles trouvées dans le biotope et suivront de très près les fluctuations observées.

Etat éco physiologique des individus de l'espèce indicatrice

Il intervient de façon déterminante dans les taux d'accumulation et les concentrations d'équilibre des polluants. Un très bon exemple de ce rôle est donné par la relation existant entre le taux en lipides et les niveaux moyens de la concentration en résidus de composés organochlorés dans l'organisme d'animaux terrestres ou aquatiques. Les conditions éco physiologiques varient en général sur un rythme saisonnier.

Sodergen *et al.*(1972) ont par exemple montré que chez *Gammarus pulex* existent des variations saisonnières de la teneur en PCB liées à la fois aux changements de poids et de teneur en lipides. Ils obtenaient des profils saisonniers différents selon que les concentrations étaient exprimées par rapport au poids frais ou par rapport à la teneur en lipides, mais quoi qu'il en soit il existe de nettes variations saisonnières dans la teneur en résidus organochlorés chez les diverses espèces d'invertébrés aquatiques étudiées.

Ces variations saisonnières sont évidemment liées aux fluctuations de conditions éco physiologiques dues aux variations dans l'activité de prise de l'aliment, de reproduction, et de façon générale de métabolisme, elle-même liée au cycle des saisons. Elles sont très marquées chez les plantes et les invertébrés mais existent aussi chez les animaux homéothermes.

Age et taille des organismes bio-indicateurs

Dans une population d'une espèce bio-indicatrice, la concentration en polluants varie avec la taille donc l'âge des individus.

Des écarts de concentration ont été décrits chez les organismes terrestres. La teneur en Fluor des aiguilles de conifères ou des feuilles d'arbres caducifoliés augmente au cours de la saison, et avec le nombre d'années chez les premières. Chez le sapin, la teneur en fluor des aiguilles de trois ans et plus, en zone polluée est deux à trois fois supérieure à celle des aiguilles de l'année.

Interactions physio toxicologiques des polluants

La validité de l'usage d'organismes bio-indicateurs peut être en certaines circonstances biaisée lorsque plusieurs contaminants coexistent dans un biotope donné.

La bioaccumulation n'est pas modifiée c'est-à-dire que compte tenu par exemple d'une concentration donnée dans le milieu de deux polluants différents, la concentration de chacun, dans l'organisme de référence, sera identique que l'exposition soit effectuée isolément ou aux deux contaminants pris ensemble. Il existe cependant quelques exceptions, avec soit antagonisme soit au contraire potentiation. Ainsi la bioaccumulation du cuivre et du cadmium dans les poissons est plus forte lorsqu'ils sont pris ensemble que lorsque des individus sont exposés à une même concentration de ces métaux isolés (**Hewitt et Anderson, 1978**)

Influence des facteurs extrinsèques

Les facteurs écologiques abiotiques conditionnent de façon déterminante la bioconcentration des polluants, en particulier dans les espèces bio-indicatrices.

La température et les précipitations chez les végétaux, la température chez les animaux poïkilothermes, le pH des eaux, leur salinité parmi d'autres facteurs abiotiques en milieu aquatique contrôlent les taux d'accumulation des polluants.

Utilisation des indicateurs biologiques d'accumulation

Des espèces aux caractéristiques bio-indicatrices ont été identifiées et utilisées à vaste échelle aussi bien dans les écosystèmes terrestres que limniques ou marins.

Dans les biotopes aquatiques

Dans les écosystèmes limniques et marins, diverses espèces végétales ou animales constituent d'excellents indicateurs de pollution utilisables pour le monitoring par leur fort potentiel de bioaccumulation.

Les Macrophytes aquatiques

Les algues, les Bryophytes, les phanérogames amphibies ou hydrophytiques présentent une forte aptitude à concentrer dans leurs tissus aussi bien des éléments minéraux que des composés organiques.

Une algue rouge (Rhodophycées) *Lemanea sp.*, fut identifiée comme ayant une aptitude à se développer dans les eaux contaminées par de fortes concentrations de métaux toxiques. Elle a été observée dans des eaux renfermant jusqu'à 1.16mg/L de zinc (**Harding et Whitton, 1981**)

Les mousses aquatiques des genres *Fontinalis*, *Amblystegium*....constituent d'excellents bio-indicateurs en milieu dulçaquicoles.

L'aptitude de *Fontinalis antipyretica* à bio concentrer le zinc et autres métaux toxiques a été utilisée dès le milieu des années 1970, de même que celle d'une autre espèce voisine *Fontinalis squamosa*.

Parmi les phanérogames aquatiques, *Typha latifolia* s'est avéré un efficace bioaccumulateur du zinc. Des concentrations de 1400mg/kg dans les racines de plantes croissant sur des sédiments ayant une teneur de 10mg/kg ont été révélées (**Blake et al, 1987**)

Mollusques Lamelibranches

Ils constituent d'excellents indicateurs de contamination des eaux tant continentales que marines du fait de leur remarquable aptitude à la bioaccumulation. En outre, leur caractère sédentaire, du à leur particularité biologique d'organismes sessiles est fort utile pour détecter la localisation précise de sources de polluants. Plusieurs d'entre eux ont un cycle vital long, qui peut couvrir de nombreux mois voire années, leur longévité potentielle dépassant même la décennie chez certaines espèces limniques, ce qui apporte à la fois la possibilité de pouvoir étudier des changements temporels et d'intégrer les effets prolongés de décharges épisodiques ou des concentrations variables de polluants.

Les Mollusques Lamelibranches marins, moules, huitres ont fait l'objet d'un large usage dans le *monitoring* des eaux estuariennes et littorales. L'aptitude des huitres et des moules à la bio concentration est démontrée de longue date.

Des facteurs de concentration égaux ou supérieurs à 5.10^5 ont été observés chez *Crassostrea virginica* et les moules *Mytilus edulis* et *M.galloprovincialis*. avec des composés organiques de synthèse (pesticides et PCB)

Aux Etas- Unis, a été mis en œuvre à la fin des années 1970 un vaste programme de monitoring des eaux littorales tant pacifiques qu'atlantiques en utilisant comme bio-indicateur des moules et des huitres. Dénommé « *Mussel Watch* », ce programme développé sous l'égide de la *Scripps Institution of Oceanography* et de l'EPA américaine a consisté à collecter à partir de 1976 des échantillons de ces espèces dans 107 localités côtières une fois par an. Les parties molles de ces mollusques furent analysées pour la teneur en hydrocarbures, composés organochlorés, métaux lourds, éléments radioactifs.

Ultérieurement le « *Mussel Watch* » a été incorporé à partir du milieu des années 1980 dans un programme de surveillance permanente de l'environnement plus vaste le *National Status and Trends Program*, lequel lui a adjoint un volet concernant le prélèvement et l'analyse des sédiments.

L'Ifremer a développé à partir de 1979 un programme de *biomonitoring* des écosystèmes côtiers, le Réseau national d'observations (RNO), adaptation du « *Mussel Watch* » en ayant recours aux deux espèces de moules les plus abondantes de nos cotes *Mytilus edulis* sur le littoral atlantique et *Mytilus galloprovincialis* sur la cote méditerranéenne.

Autres invertébrés aquatiques

Les Annélides Hirudinés ont été envisagés comme bio-indicateurs dans les écosystèmes limniques pour détecter la pollution des eaux par les composés organiques de synthèse.

Poissons

Les Téléostéens d'eau douce et marins ont été utilisés à une vaste échelle comme bio-indicateurs de pollution en milieu limnique ou océanique. L'étude de la bioconcentration du cuivre chez la truite arc-en ciel a montré qu'il existait une excellente corrélation entre sa concentration corporelle, la teneur ambiante et la durée d'exposition.

Les espèces situées au sommet de la pyramide écologique, de régime prédateur ou super prédateur, sont susceptibles de présenter des facteurs de bioconcentration supérieurs à 10^5 voire 10^6 fois par rapport à la teneur de l'eau en certains contaminants minéraux ou organiques. (**Alzieu *et al*, 1986**)

Dans les biotopes terrestres

Lichens

Les lichens sont de puissants bioaccumulateurs par leur aptitude à prélever les contaminants présents dans l'atmosphère. Cela provient de ce que ces organismes possèdent une écophysiologie particulière liée à leur inféodation à des supports inertes ou très pauvres en éléments minéraux nutritifs disponibles (rochers, troncs d'arbre...) De la sorte, ils prélèvent leurs nutriments dans l'atmosphère, ce qui les conduit à « filtrer » de ce fait des volumes d'air considérables.

D'autres travaux ont eu pour objet d'utiliser les lichens dans le *monitoring* de la pollution atmosphérique par le plomb contenu dans les essences. (**Smith, 1974**)

Mousses

Très utilisées comme bio-indicateurs de pollution par le plomb, ainsi que par divers composés organochlorés

Les parties aériennes des plantes peuvent également capter les polluants par dépôt foliaire et pénétration percuticulaire et par translocation radiculaire. Ce phénomène a été étudié avec des éléments toxiques tels l'arsenic ou le cadmium.

Certaines plantes peuvent aussi bioconcentrer des polluants organiques. C'est le cas des espèces ayant des organes de réserve souterrains : racines hypertrophiées, tubercules. Ainsi des carottes peuvent concentrer dans leur racine la dieldrine présente dans les sols à des concentrations excédant 50ppm (**Ramade, 2007**). L'arachide figure parmi les plus efficaces bioconcentrateurs de polluants organiques.

Invertébrés terrestres

Mollusques gastéropodes

Du fait de leur contact étroit avec le substrat consécutif à leur déplacement, les gastéropodes pulmonés présentent une plus grande propension à se contaminer par contact avec les polluants des sols (**Coeurdasier *et al.*, 2002**). De régime phytophage, les escargots et limaces ingèrent chaque jour des quantités considérables de matière végétale pour assurer leur nutrition.

Annélides Oligochètes

Leur écophysiologie particulière les conduit à ingérer chaque jour jusqu'à trois fois leur poids corporel de matière organique végétale morte mélangé à un sol. Ils sont surtout suggérés comme bio-indicateurs de contamination des sols par les métaux lourds. D'autres recherches ont également mis en évidence l'aptitude des oligochètes comme bio-indicateur de contamination des sols par des composés organiques de synthèse.

Vertébrés terrestres

Les vertébrés terrestres peuvent dans certaines conditions être utilisés comme indicateurs de contamination car ils peuvent bio concentrer dans diverses parties de leur organisme, plus particulièrement dans leurs phanères, des polluants des écosystèmes.

Oiseaux

Ils présentent une aptitude à accumuler différents éléments dans leur plumage. Cette méthode a permis d'évaluer la contamination des flamants roses et des aigrettes garzettes de Camargue par cadmium et le mercure.

Mammifères

Chez les mammifères, les bois des cervidés peuvent permettre de réaliser le monitoring de la pollution par les métaux toxiques des écosystèmes forestiers. Une corrélation très nette a été établie entre le niveau de pollution ambiant par les métaux toxiques et leurs concentrations dans les bois de chevreuil permettant l'usage systématique de cette espèce dans le monitoring.

Biomarqueurs

L'usage des biomarqueurs représente une méthodologie qui s'est développée à des fins de biomonitoring. Les biomarqueurs correspondent à des structures biologiques ou à des processus physiotoxicologiques faisant partie des processus qui caractérisent la réaction d'un organisme face à son exposition à un polluant toxique, plus particulièrement à un xénobiotique.

Parmi le grand nombre de définitions qui ont été proposées, celle de Lagadic *et al.*, (1997)

« Le terme de biomarqueurs désigne des changements structuraux ou fonctionnels observables et mesurables, qui prennent place à divers niveaux de l'organisation biologique, depuis la molécule jusqu'à l'organisme pris dans son intégralité, qui

traduisent une exposition persistante ou passée d'un individu à une ou plusieurs substances polluantes. »

L'intérêt des biomarqueurs dans le monitoring des pollutions de l'environnement tient en ce que ces modifications de structure ou ces réactions métaboliques permettent d'évaluer qualitativement et même quantitativement, si la concentration du contaminant atteint dans le biotope un niveau ou commencent à se manifester des effets clandestins de la toxicité sur les populations pollusensibles exposées.

Etapes de la réaction d'un organisme contaminé par un xénobiotique

L'exposition d'un organisme à un toxique xénobiotique s'accompagne de réactions cataboliques dont la finalité est d'essayer de l'éliminer et donc de le dégrader. On distingue dans l'action d'un xénobiotique organique toxique sur un organisme une phase initiale (phase I) qui est une phase de biotransformation. Elle se traduit par des inductions enzymatiques qui permettent par des réactions d'oxydation, de réduction ou d'hydrolyse d'introduire dans la molécule cible un groupement polaire hydroxyle(OH), carboxyle(COOH) ou amine(NH₂). Ces biotransformations conduisent à la production de métabolites hydroxylés.

La phase II, ou phase de conjugaison, conduit à la liaison d'une substance hydrophile endogène avec un groupe polaire de la molécule. Elle a lieu soit à la suite de la phase I, soit directement sur les molécules à groupements polaires.

Ces deux phases conduisent à un accroissement progressif de l'hydrosolubilité des métabolites déplaçant le xénobiotique d'une substance initiale lipophile vers un métabolite plus polaire puis vers un conjugué encore plus polaire donc plus hydrosoluble. La plupart des conjugués chargés négativement possèdent une hydrosolubilité significative voire importante et sont facilement excrétés par la bile, l'urine ou les branchies chez les animaux aquatiques. Les réactions de biotransformation produisent parfois des métabolites plus réactifs que les composés initiaux. Ceux-ci sont susceptibles de se lier aux macromolécules cellulaires endogènes et de provoquer d'importants dommages cellulaires.

Les biotransformations conduisent à une détoxication ou du moins à une importante perte de toxicité, et jouent un rôle protecteur vis-à-vis de l'organisme contaminé.

Principaux types de biomarqueurs

En fonction d'un accroissement de la dose interne ou de la durée d'exposition, des réactions de compensation vont apparaître limitant les effets toxiques des polluants en particulier par leur dégradation /détoxification (cas du cytochrome P4501A ou des métallothionéines qui constituent de tels biomarqueurs de compensation). D'autres biomarqueurs, dits de non-compensation ne contribuent aucunement à neutraliser l'action

des toxiques. C'est par exemple le cas des adduits de l'ADN ou encore de l'inhibition de l'AChE.

La connaissance des étapes de l'action d'un xénobiotique, permet de répartir les biomarqueurs en trois groupes : **Les biomarqueurs d'exposition** qui signalent l'exposition des individus à un polluant toxique correspondent à la phase I de l'action d'un contaminant xénobiotique, **les biomarqueurs d'effets** qui traduisent les conséquences physiopathologiques de l'exposition à un polluant correspondent à la phase II. Enfin, on a plus récemment identifié des **biomarqueurs de sensibilité aux effets** qui caractérisent les variations individuelles et celles des populations propres à la réponse à l'exposition à un toxique. Ces biomarqueurs impliquent l'intervention de processus propres aux phases I et/ou II.

Principales applications des biomarqueurs

L'usage des biomarqueurs s'intègre dans les diverses méthodologies utilisées dans l'étude de l'impact écotoxicologique des polluants.

Les biomarqueurs d'exposition s'intègrent dans le *monitoring* des pollutions de l'environnement dans la mesure où ils témoignent de la contamination de l'environnement par la présence des polluants dans l'organisme.

Les biomarqueurs d'effets permettent à la fois de participer au *monitoring* des conséquences de la pollution pour une biocénose donnée mais contribuent aussi à l'évaluation des effets des polluants, donc des conséquences écologiques des pollutions et en définitive de l'état des écosystèmes.

L'usage des biomarqueurs de sensibilité aux effets contribue ainsi que les précédents à l'évaluation de la réponse des populations et des communautés aux polluants.

Monitoring d'espèces « sentinelles »

Le recours aux bio-indicateurs constitue tout autant sinon plus que celui aux biomarqueurs, un domaine prépondérant du *monitoring* des effets de la pollution de l'environnement. Il est possible de mettre en évidence dans chaque écosystème un ensemble d'espèces « sentinelles », attestant d'un effet écotoxicologique de polluants même s'ils sont présents à très faibles concentrations. De telles espèces se comportent comme **des bio-indicateurs négatifs** de pollution en se fondant sur le critère de présence-absence. En effet, leur abondance va rapidement décroître quand le gradient de pollution augmente. A l'opposé, il est aussi possible de recourir à des **bio-indicateurs positifs** de pollution : il s'agit au contraire d'espèces pollutolérantes dont l'abondance augmente quand la concentration d'un contaminant s'accroît car elles tirent profit de la diminution, voire de l'absence de compétition interspécifique avec les populations d'espèces pollusensibles et tirent bénéfice de l'espace et des ressources laissées disponibles par la régression voire la disparition de ces dernières.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alzieu C, Sanjuan J, Deltreil JP, Borel M (1986). Tin accumulation in Arcachon bay :effects on oyster shell anomalies. *Mar. Poll.Bull.*, 17 ,494-498.

Billard R (1978). Effet of heat pollution and organo-chlorinated pesticides on fish reproduction .Final Rept on Research Studies under the 1st Env. Res. Prog.Bruxelles, 265-267.

Blake G, Gagnaire-Michard J, Kirassian B, Morand P (1987). Distribution and accumulation of Zinc in *Typha latifolia*.In : Reddy KR, Smith WH (Eds), *Aquatic plants for water treatment and Resource Recovery*, Magnolia Publish. Inc., 487- 495.

Bryan GW, Hummerstone LG (1973). Brown seaweed as an indicator of heavy metals pollution in estuaries in south-west England. *Journ. Marine Biol. Assoc. of the United Kingdom*, 53, 705-720.

Cadiou B, Riffaut L, McCoy KD ,Cabelguen J, Fortin M *et al.*(2004). Ecological impact of « Erika »oil spill. Determination of the geographical origin of the affected common guillemots. *Aquat. Liv. Resour.*, 17, 364-377.

Chagot D, Alzieu C, Sanjuan J et Grizel H (1990).Sublethal effects of trace levels of tributyltinfluoride on adult oysters *Crassostrea gigas*. *Aquat. Liv.Resour.*, 3,121-130.

Coeurdassier M, Gomot de Vaufleury A, Badot PM (2002). Is the epithelial uptake by cadmium important in bioaccumulation and toxic effects for snails ? *Ecotox. Envir. Safety*, 53, 425-431.

De Witt JB (1955), Effects of chlorinated Hydrocarbons insecticides upon quail and pheasant. *Agric.Food Chem.*, 3, 672.

Fenton AF (1960). Lichens as indicators of atmospheric pollution. *Irish Naturalists Journ.*, 13, 153-158.

Fischer NS (1975). Chlorinated Hydrocarbons pollutants and photo-synthesis of marine phytoplankton : a reassessment. *Science*, 189, 463- 464.

Garshelis DL (1997). Sea otter mortality estimated from carcasses collected after the « Exxon Valdez » oil spill. *Cons.Biol.*, 24 (4), 820-829.

Genelly RE, Rudd RL (1956). Effects of DDT, Toxaphene and Dieldrine on pheasant reproduction. *Auk*, 73, 529-539.

Goulding KH, Ellis SW (1981). The interaction of DDT with two species of freshwater algae. *Environ.Poll.(Ser.A)*, 25, 271-290.

Hall RJ, Likens GE (1980). Ecological effects of experimental acidification on stream ecosystem. Ecological impact of acid precipitation, Drablos et Tollan eds, Oslo, 375-376.

- Harding JPC, Whitton BA (1981). Accumulation of zinc, Cadmium and lead by field population of *Lemanea*. *Water Res.*, 15, 301-319.
- Hellawell JM (1986). Ecological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Appl.Sci.Pub., Barking.
- Hewitt LA, Anderson PD (1978). Aspects of supra additive interactions between Cadmium and copper in fish exposed to lethal mixtures. *Pharmacology*, 21,210.
- Hynes HBN (1960). The Biology of polluted waters. Liverpool University Press, .
- Koeman JH, Oskamp AAG, Veen J (1967). Insecticide as a factor of mortality in Sandwich tern (*Sterna sandvicensis*) : a preliminary communication .*Med. Rijks. Landbouw., Wet.Gent* , XXXII, 3,841-854.
- Lacaze JC(1978). Etude expérimentale de l'influence des produits pétroliers sur la production primaire de l'environnement marin. Thèse de doctorat d'état ès sciences naturelles soutenue à l'université de Paris 6
- Newell RN (1971). The global circulation of atmospheric pollutants . *Scient. Amer.*, 224(1), 32-42.
- Philipps DJH (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments –A review. *Envir.Poll.*, 13, 281-317.
- Philipps DJH (1978). Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments –A review. *Envir. Poll.*, 163, 167-229.
- Ramade F (1991) L'Ecologie et le décideur : les limites de la prise en compte des données scientifiques dans les politiques de l'environnement. In : Theys J(Ed) Environnement Science et Politique, SRETIE, Ministère de l'Environnement, p381-392
- Ramade F, Roche H (2006). Effets des polluants sur les écosystèmes récifaux, *Rev. Ecol. Terre & Vie*, 61, 3-33.
- Ramade F(2007). Introduction à l'écotoxicologie- Fondements et applications. *Ed. Lavoisier* ,Paris, 640p.
- Sanz MJ, Catalayud V et Calvo E(2000). Spatial pattern of ozone injury in Aleppo pine related to air pollution dynamic in a coastal mountain region of eastern Spain. *Envir.Poll.*, 108, 239-247.
- Sodergen A, Svenson B, Ulstrand S(1972). DDT and PCB in south swedish streams. *Envir. Poll.*, 3, 25-36.
- Smith WH (1974). Air pollution-effects on the structure and function of temperate forest ecosystems. *Environ.Pollut.*, 6, 111-12