

TABLE DES MATIERES

	Page No.
RAPPEL DES FAITS	1
1. INTRODUCTION	2
2. CONCEPTION DU PROGRAMME	3
2.1 Introduction	3
2.2 Objectif du programme de surveillance continue des tendances	4
2.3 Sélection des stations de surveillance	4
2.4 Contaminants à mesurer	5
2.5 Sélection des matrices à échantillonner	6
2.6 Biotes	7
2.6.1 Espèces à sélectionner pour le dosage des contaminants	7
2.6.2 Tissus sélectionnés pour l'analyse des contaminants dans les biotes	8
2.6.3 Période et fréquence d'échantillonnage	9
2.6.4 Nombre de spécimens (individus) à inclure dans chaque échantillon	9
2.6.4.1 Groupement de spécimens de biotes	9
2.7 Sédiments	10
3. MESURES D'APPUI	11
3.1 Assurance qualité	11
3.1.1 Méthodes de contrôle de la qualité	11
3.1.2 Méthodes d'évaluation de la qualité	12
3.2 Autres formes d'assistance	13
4. REFERENCES	13

ANNEXE: Etudes de la puissance pour la conception d'un programme de surveillance des tendances temporelles dans les biotes

RAPPEL DES FAITS

A la suite de la première phase de la mise en oeuvre du programme MED POL (MED POL - Phase I) de 1975 à 1980, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont approuvé un programme à long terme sur dix ans (MED POL - Phase II, 1981-1990) comprenant une composante "recherche" et une composante "surveillance continue". En 1991, les Parties contractantes ont prorogé la Phase II du MED POL jusqu'en 1995, puis le programme a encore été prorogé d'une année jusqu'en 1996 pour permettre de le mener à bien et de formuler la phase suivante.

En 1992, le Bureau des Parties contractantes a demandé au Secrétariat d'organiser la préparation d'une évaluation approfondie du programme MED POL par des experts et scientifiques extérieurs au Secrétariat du PAM, en vue d'utiliser cette évaluation pour l'élaboration de la Phase III du MED POL. Cette évaluation a été présentée à la Huitième réunion ordinaire des Parties contractantes en octobre 1993 (PNUE, 1993a). Lors de cette réunion, les Parties contractantes sont convenues officiellement de la préparation de la Phase III couvrant la période 1996-2005, et elles ont assigné un certain nombre d'objectifs et de principes fondamentaux à cette préparation (PNUE, 1993b, annexe IV).

La réunion d'experts sur l'élaboration de MED POL - Phase III, qui s'est tenue à Izmir en juin 1994, après avoir examiné les succès et les déficiences des Phases I et II du programme MED POL, a établi un projet de programme de MED POL - Phase III qui a été soumis pour approbation à la réunion conjointe du Comité scientifique et technique et du Comité socio-économique en avril 1995. La réunion n'a pas été en mesure d'examiner le document, faute de temps, et les délégations ont donc été invitées à communiquer par écrit leurs observations au Secrétariat. Après examen des observations reçues et prise en compte des résultats de la consultation informelle sur MED POL - Phase III (Athènes, décembre 1995), le document a été révisé pour l'aligner sur le Plan d'action pour la protection du milieu marin et le développement durable des zones côtières de la Méditerranée (PAM - Phase II) approuvé par les Parties contractantes en juin 1995. Le document révisé a été soumis à la réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL (Athènes, mars 1996), à la réunion des points focaux du PAM (Athènes, mai 1996) et enfin à la réunion extraordinaire des Parties contractantes (Montpellier, 1er-4 juillet 1996) où il a été adopté (PNUE, 1996).

Aux termes de l'annexe concernant le programme MED POL - Phase III, deux types fondamentaux de surveillance seront organisés: la surveillance continue de la conformité et la surveillance continue des tendances. La surveillance des tendances sera effectuée à quatre niveaux: surveillance des tendances dans les zones côtières, surveillance des tendances dans les "zones critiques" de pollution, surveillance des tendances des charges polluantes, et surveillance des tendances des effets biologiques.

Le présent document est consacré aux deux premiers types de surveillance des tendances et n'opère pas de distinction entre eux pour des raisons qui apparaîtront clairement plus loin. Par surveillance, on entend ici la surveillance continue des contaminants chimiques dans les biotes et les sédiments.

1. INTRODUCTION

La première phase du programme MED POL comportait des études de base destinées à générer des données, celles dont on disposait à l'époque étant insuffisantes. Mais comme seul un très petit nombre de laboratoires étaient à même d'effectuer les types d'analyse requis, l'accent a été mis, lors de cette Phase I (1975-1980), sur le renforcement et la revalorisation des capacités techniques des laboratoires nationaux, avant tout dans les pays en développement, afin que tous les Etats riverains soient en mesure de participer au programme et à la mise au point des méthodes indispensables à la réalisation de celui-ci. Des instruments d'analyse et des matériaux de laboratoire ont été fournis, et un vaste programme de formation a été entrepris. Par ailleurs, un programme d'assurance qualité (AQ) a été lancé; il comportait notamment l'élaboration de techniques d'analyse normalisées, l'entretien des instruments, des exercices d'intercomparaison, etc.

Etant donné l'inexpérience de nombreux laboratoires et les difficultés inhérentes au programme, les données recueillies lors de la Phase I du MED POL n'ont pu être considérées de haute qualité: c'étaient au premier chef leur validité et leur comparabilité qui étaient en cause, de même que l'inégale et insuffisante couverture géographique de la mer Méditerranée.

Lors de MED POL - Phase II, la surveillance continue a été organisée au niveau national. Chaque programme national de surveillance continue visait à assurer la surveillance continue des niveaux de polluants dans le milieu marin (zones du littoral et du large) et la surveillance continue des sources de pollution, y compris les apports par voie atmosphérique. Les zones surveillées étaient habituellement proches du littoral, notamment celles touchées par la pollution. L'assistance aux laboratoires des pays en développement s'est poursuivie. Le programme d'AQ a été renforcé avec la formation sur le tas et des exercices sur échantillons fractionnés. Les données étaient communiquées au Secrétariat sur une base annuelle.

Le MED POL - Phase II recommandait plusieurs paramètres à surveiller en priorité (UNEP, 1986), ainsi que des fréquences à observer et des espèces à sélectionner.

Cette démarche a été rapidement abandonnée car il était nécessaire de redéfinir chaque programme national de surveillance sur la base des conditions et besoins locaux. Ainsi, dans certains pays, les composés organohalogénés n'étaient pas surveillés car ils ne posaient pas de problème. Et, dans la plupart des cas, l'échantillonnage est passé d'une fréquence saisonnière à une fréquence annuelle.

Les programmes nationaux de surveillance continue ne se sont pas tous déroulés sans heurts. On y notait souvent des lacunes temporelles, en dépit des efforts consentis pour prélever des échantillons de manière à ce que les données puissent servir à l'identification des tendances, et des lacunes géographiques. Qui plus est, ce n'est que récemment que les données stockées dans la banque de données de l'Unité MED ont commencé à être correctement triées. En outre, on s'employait à exploiter toutes les données au niveau méditerranéen, et ce inutilement, car elles provenaient le plus souvent de zones polluées et ne couvraient pas des parties importantes de la Méditerranée. Selon l'évaluation du programme MED POL à laquelle se sont livrés des experts et scientifiques extérieurs (UNEP, 1993a), il fallait imputer ces déficiences à l'infrastructure insuffisante des instituts participants, à une expérience limitée des procédures d'analyse ou à une spécification insuffisante, dans les accords de surveillance, des tâches à accomplir. Les auteurs de l'évaluation concluaient que les résultats de MED POL -Phase II n'avaient pu fournir un tableau complet et représentatif de l'état du milieu marin en Méditerranée et ni permis de dresser un bilan estimatif des apports.

L'analyse statistique des tendances tirées des données de la surveillance MED POL des métaux lourds et des hydrocarbures halogénés recueillies lors d'une étude MED POL/PAM, effectuée en 1992 par Robert Fryer, statisticien et membre du Groupe de travail CIEM sur les aspects statistiques de la surveillance, a révélé que, en raison d'une collecte, d'une préparation et d'une analyse chimique peu compatibles des données, l'étude objective des variations inter-annuelles des niveaux de contaminants était pratiquement impossible et qu'il fallait incriminer le nombre insuffisant de groupements à chaque opération d'échantillonnage et/ou un nombre insuffisant d'années échantillonnées, si bien qu'on ne pouvait déceler que des tendances très marquées dans les niveaux des contaminants (Fryer, 1992).

Les résultats de l'étude ci-dessus n'avaient rien d'inattendu, puisque les programmes n'avaient pas été conçus en conséquence.

Désormais, dans la surveillance continue des tendances des zones côtières, on procède au choix d'un certain nombre de stations côtières fixes des programmes nationaux de surveillance continue pour les inclure dans un réseau de surveillance continue régional visant à établir les tendances temporelles en Méditerranée. Si ce type de surveillance est effectué dans des zones soumises à l'influence directe de sources de pollution, il est alors possible d'évaluer l'efficacité des mesures antipollution.

2. CONCEPTION DU PROGRAMME

2.1 Introduction

Un programme de surveillance continue des tendances des niveaux de contaminants sur un certain nombre d'années devrait permettre d'obtenir une image simple de toute variation en fonction du temps des niveaux de contaminants dans le milieu, par exemple une tendance ascendante ou une tendance descendante.

Un obstacle à cette visée tient au fait qu'il se produit des variations inter-annuelles occasionnées par d'autres facteurs de changement tels que les variables biologiques - par exemple, modifications saisonnières de la physiologie et du comportement des organismes - et que les variables environnementales - modifications de la composition des sédiments, changements climatiques, etc. (voir Carlberg, 1993; Phillips et Rainbow, 1994, chapitres 5, 6 et 8). De plus, des disparités dans les méthodes d'analyse dues à un traitement différent des échantillons et des données peuvent aussi occasionner des variations inter-annuelles. On constate que d'importantes variations, d'un échantillon à l'autre, des concentrations de contaminants et de faibles écarts dans les niveaux moyens de contaminants des divers échantillons sont dûs à des variations inter-annuelles aléatoires. Par conséquent, pour déceler des tendances dans l'environnement, et notamment des changements modiques, il est nécessaire de tenir compte de tous les autres facteurs contribuant aux variations dans la conception du programme de variation et, si possible, de prendre les mesures appropriées pour s'assurer que ces facteurs restent constants ou sous contrôle.

Un programme de surveillance continue des tendances devrait inclure une indication du niveau de variation de la concentration des contaminants que le programme est appelé à détecter et de la probabilité souhaitée avec laquelle la variation devrait être correctement détectée. La probabilité d'avoir une bonne réponse du programme doit être explorée avant son lancement et si l'on s'aperçoit qu'elle n'est pas satisfaisante, le programme doit être redéfini ou ses objectifs doivent être réexaminés. Une fois qu'une conception de programme est formulée, elle doit être rigoureusement suivie, y compris les méthodes de contrôle et d'évaluation de la

qualité, et notamment celles qui sont nécessaires pour garantir la précision et l'exactitude des analyses, puisque toute variation des analyses qui n'est pas décelée et corrigée sera attribuée à une évolution des niveaux de contaminants dans le milieu.

Une conception détaillée d'un programme de surveillance continue des tendances dans l'environnement devrait par conséquent comprendre les points suivants:

- description de l'objectif du programme de surveillance des tendances
- détermination des stations à sélectionner pour la surveillance
- détermination des contaminants à mesurer
- sélection des matrices à échantillonner
- détermination des espèces à utiliser
- sélection des tissus destinés à l'analyse de contaminants dans les biotes
- période et fréquence d'échantillonnage
- nombre d'échantillons et taille des spécimens à prélever pour chaque échantillon
- détermination des méthodes d'échantillonnage et d'analyse.

Les méthodes devraient ensuite préciser les modalités d'évaluation et de contrôle de la qualité. Enfin, le présent document énonce les mesures pertinentes d'assistance aux participants dans le cadre du programme régional de surveillance continue des tendances.

2.2 Objectif du programme de surveillance continue des tendances

Ainsi qu'il est énoncé plus haut, l'objectif général du programme de surveillance continue des tendances consiste à obtenir une évaluation de l'évolution en fonction du temps des niveaux de contaminants chimiques. Un programme de surveillance des tendances devrait donc notamment permettre d'établir une tendance temporelle précise du niveau de contaminant avec un degré de confiance donné. Pour bien spécifier l'objectif, le gestionnaire doit fournir des paramètres pour les limites de confiance et la tendance minimale qu'il convient d'établir. Des exemples en sont donnés à l'annexe.

2.3 Sélection des stations de surveillance

Dans chaque pays, les coordonnateurs nationaux pour le MED POL choisiront un certain nombre de stations côtières fixes du programme national de surveillance qui serviront au programme de surveillance des tendances.

Pour choisir l'emplacement des stations appropriées destinées à la détection des tendances de contaminants, il est nécessaire d'avoir une bonne connaissance de la dynamique écologique d'une zone côtière donnée avec ses configurations saisonnières et annuelles. Dans ces conditions, il pourrait être très utile d'appuyer les informations sur la dynamique par des données de la télédétection par satellite. De fait, les détecteurs satellisés pourraient permettre d'obtenir les profils spatio-temporels de certains paramètres de la surface de la mer (comme la température, les pigments de type chlorophyllien, les matières en suspension) qui sont en rapport direct avec les déversements des cours d'eau - et d'une manière générale avec les rejets industriels ou le ruissellement côtier - et avec la dynamique marine, les saisons, la productivité biologique, etc.

Pour sélectionner les sites en vue de la surveillance des tendances, on se fondera sur les critères suivants:

- le choix du site doit répondre aux objectifs de gestion du programme;

- le site doit permettre la détection de la variation du niveau de contaminant que le programme de surveillance des tendances est censé établir (ainsi qu'il est exposé à l'annexe du présent document) grâce au choix d'un nombre réaliste d'échantillons (voir section 2.9 sur le nombre d'échantillons requis pour la surveillance des tendances);

- le site doit permettre le choix d'un nombre suffisant de biotes requis pour le programme de surveillance des tendances qui satisfasse aux critères de sélection des organismes aux fins de la surveillance des contaminants chimiques;

- le site doit se prêter à l'analyse de carottes sédimentaires profondes, pour déterminer notamment les taux de sédimentation et le degré de bioperturbation.

2.4 Contaminants à mesurer

La sélection des contaminants dépend des prescriptions de la législation et des objectifs de gestion. Il convient également de prendre en compte les capacités d'analyse révélées par les exercices d'intercomparaison et les tests de contrôle de la qualité, et les limites de quantification.

A l'échelle de la Méditerranée et sur la base des données de la surveillance MED POL recueillies dans le passé, les contaminants ci-après devraient être retenus pour inclusion dans le programme de surveillance des tendances temporelles:

- a) - mercure total dans les sédiments et les biotes
- cadmium dans les sédiments et les biotes

Les deux contaminants ci-dessus peuvent être considérés comme prioritaires et, à ce titre, ils devraient être inclus dans le programme de surveillance des tendances à la plupart des stations, sinon à toutes.

- b) - arsenic total dans les biotes
- zinc dans les sédiments et les biotes
- cuivre dans les sédiments et les biotes
- hydrocarbures halogénés de poids moléculaire élevé dans les sédiments et les biotes
- hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les biotes.

La décision de surveiller les contaminants ci-dessus et d'autres en fonction des besoins du programme de surveillance dépendra du site et reposera notamment sur des apports passés ou présents suffisamment importants de ces substances.

Dans le cas des sédiments, il conviendrait de tenir compte des paramètres nécessaires à la normalisation des résultats.

Pour le dosage du mercure total, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (pour une méthode détaillée d'analyse du mercure total dans les organismes marins, voir UNEP/FAO/IAEA/IOC, 1984b).

Pour le dosage de l'arsenic total, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique avec génération d'hydrure (pour une méthode détaillée d'analyse de l'arsenic total dans les organismes marins, voir UNEP/FAO/IAEA/IOC, 1985).

Pour le dosage du cadmium total, du zinc total et du cuivre total dans les biotes marins, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique (pour une méthode détaillée d'analyse du cadmium total, du zinc total et du cuivre total dans les biotes marins, voir UNEP/FAO/IAEA/IOC, 1984b).

Pour le dosage du mercure total dans les sédiments marins, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (pour une méthode détaillée d'analyse du mercure total dans les sédiments, voir UNEP/IAEA, 1985a, et UNEP/IOC/IAEA, 1995).

Pour le dosage du cadmium total dans les sédiments marins, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (ou à la spectrophotométrie d'absorption atomique avec four à graphite quand Cd est d'une concentration trop faible pour être déterminé par AAS sans flamme (pour une méthode détaillée d'analyse du cadmium total dans les sédiments, voir UNEP/IAEA, 1985b, et UNEP/IOC/IAEA, 1995).

Pour le dosage du cuivre total dans les sédiments marins, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme ou à la spectrophotométrie d'absorption atomique avec four à graphite quand Cd est d'une concentration trop faible pour être déterminé par AAS avec flamme (pour une méthode détaillée d'analyse du cuivre total dans les sédiments, voir UNEP/IAEA, 1985c, et UNEP/IOC/IAEA, 1995).

Pour le dosage du zinc total dans les sédiments marins, on aura recours à la spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme (pour une méthode détaillée d'analyse du zinc total dans les sédiments marins, voir UNEP/IAEA, 1986, et UNEP/IOC/IAEA, 1995).

Pour le dosage des hydrocarbures halogénés de poids moléculaire élevé dans les sédiments et les biotes ainsi que des hydrocarbures aromatiques polycycliques, on aura recours à la chromatographie en phase gazeuse. Pour le dosage des PCB, DDT et autres hydrocarbures halogénés, on aura recours à la chromatographie en phase gazeuse sur colonnes capillaires à haute résolution. Si cette technique n'est pas disponible, on peut procéder à une analyse de base provisoire par chromatographie en phase gazeuse sur colonnes à haute densité, mais l'amélioration est vivement recommandée. Pour une méthode détaillée d'analyse des hydrocarbures halogénés de poids moléculaire élevé et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, voir UNEP/FAO/IOC/IAEA, 1986, UNEP/IOC/IAEA, 1988, UNEP/IOC/IAEA, 1992 et UNEP/IAEA/IOC/FAO, en préparation).

2.5 Sélection des matrices à échantillonner

A l'heure actuelle, il n'existe pas de compétences techniques suffisantes pour entreprendre avec certitude statistique une surveillance des tendances dans toutes les matrices. L'expérience accumulée jusqu'ici et dont on peut tirer parti concerne en majeure partie l'analyse des biotes, laquelle offre un certain nombre d'avantages théoriques et pratiques par rapport à l'analyse des eaux ou des sédiments. La plupart des organismes surveillés présentent des concentrations de contaminant qui permettent des mesures relativement simples par comparaison avec l'analyse de l'eau de mer qui est coûteuse et donne difficilement des données de haute qualité, notamment pour les métaux en traces. Par ailleurs, la grande variabilité des contaminants dans le temps et l'espace ne permet pas d'obtenir facilement une information fiable sur les tendances.

Dans les écosystèmes aquatiques, la plupart des contaminants préoccupants ont tendance à s'associer aux matières particulaires en suspension plutôt qu'à rester en solution, bien que cela se produise à un degré variable selon les contaminants. Le prélèvement d'échantillons sédimentaires superficiels offre l'avantage d'une méthode simple et d'une

disponibilité plus courante. L'analyse de carottes sédimentaires prélevées en profondeur pour établir des tendances passées nécessite du matériel d'échantillonnage plus sophistiqué et de plus grandes compétences. Il convient, dans le choix du site, de veiller au taux de sédimentation et à l'intensité de bioperturbation, et donc de privilégier les sites où ces paramètres sont élevés.

Les biotes et les sédiments sont donc considérés comme les matrices à échantillonner au premier chef aux fins de la surveillance des tendances de contaminants, et ils présentent l'avantage de pouvoir intégrer la contamination sur le temps. Les biotes et les sédiments sont les matrices fondamentales pour le dosage du mercure total, cadmium total, zinc total, cuivre total, et des hydrocarbures halogénés de poids moléculaire élevé.

En ce qui concerne les composés aromatiques polycycliques, la surveillance de leurs tendances s'effectue de préférence dans les biotes. Quant à l'arsenic, il s'agit d'un contaminant dont il est difficile de surveiller les tendances; les profils sédimentaires se sont avérés peu satisfaisants et l'utilisation des biotes reste à l'étude.

L'utilisation des sédiments et des biotes pour la surveillance des tendances de la pollution devrait en bonne logique s'inscrire dans le cadre d'un programme intégré portant également sur d'autres compartiments de l'environnement (par exemple, particules en suspension, eau de mer, eau interstitielle), ce qui améliorerait l'interprétation des données de la surveillance.

2.6 Biotes

2.6.1 Espèces à sélectionner pour le dosage des contaminants

Le programme de surveillance des contaminants doit comporter le dosage des contaminants dans les espèces qui sont les plus à même de remplir les objectifs du programme tout en satisfaisant dans la mesure du possible aux critères suivants:

- il existe une relation simple entre les concentrations de contaminants dans l'espèce et les concentrations moyennes dans le milieu environnant;
- l'espèce accumule le contaminant;
- l'espèce est sédentaire et donc représentative de la zone où a lieu le prélèvement;
- l'espèce est largement répandue et abondante dans la région étudiée, ce qui permet des comparaisons entre différentes zones;
- l'espèce a une durée de vie suffisante pour permettre, si on le désire, d'échantillonner plus d'une classe d'âge;
- l'espèce est de taille assez grande pour fournir suffisamment de tissu pour l'analyse;
- l'espèce est facile à prélever et assez robuste pour survivre à des conditions défavorables ou en laboratoire;
- l'espèce présente des facteurs de concentration élevés qui permettent une analyse sans concentration préalable;
- l'espèce est tolérante à l'eau saumâtre, ce qui permet des comparaisons entre des

sites estuariens et des sites du large;

- l'espèce doit être facile à identifier avec certitude.

Les espèces benthiques ou démersales ci-après ont servi, dans le passé, aux fins de la surveillance continue MED POL:

- Bivalves

Mytilus galloprovincialis, ou

Mytilus edulis, ou

Perna perna, ou

Donax trunculus

Les trois dernières espèces étaient proposées à titre substitutif quand *M. galloprovincialis* ne se trouvait pas dans la zone.

- Poissons démersaux

Mullus barbatus, ou

Mullus surmuletus, ou

Upeneus mollucensis

Les deux dernières espèces étaient proposées à titre substitutif quand *M. barbatus* ne se trouvait pas dans la zone.

Des sparidés ont été également utilisés.

Pour un programme de surveillance des tendances efficace et rentable, notamment dans les sites qui ne sont pas directement affectés par d'importants rejets polluants ou par des variations annuelles marquées des rejets en raison de la réglementation, il peut être utile de s'attacher à une ou deux espèces choisies comme témoins des tendances. Les mollusques présentent nombre des caractéristiques figurant parmi les critères de sélection des espèces aux fins de la surveillance des contaminants, et ils reflètent notamment la réponse du milieu aux modifications des apports. Les moules communes se prêtent bien aux programmes de surveillance des tendances dans les eaux côtières tempérées, car, quand elles se trouvent dans de bonnes conditions physiologiques, elles reflètent les charges de contaminants de la colonne d'eau. Les mollusques fouisseurs reflètent les charges de contaminants des sédiments.

2.6.2 Tissus sélectionnés pour l'analyse des contaminants dans les biotes

Il convient de souligner que, une fois prise la décision du tissu à analyser, celui-ci doit être utilisé à chaque occasion et à toutes les stations. Si l'espèce sélectionnée est un mollusque, l'ensemble du tissu mou doit servir à l'analyse puisqu'il s'agit d'un procédé relativement simple qui fournit suffisamment de matériel.

Dans le cas des crustacés, l'utilisation de la glande digestive (hépatopancréas), qui concentre les contaminants métalliques et organiques, s'est avérée donner des résultats satisfaisants pour l'établissement des tendances. Cependant, si l'objectif de gestion est axé sur des préoccupations d'ordre sanitaire, l'ensemble du tissu comestible devrait être analysé.

Pour le poisson, le muscle peut-être un tissu approprié à la plupart des fins bien qu'il soit habituellement utilisé à des fins de santé publique ou lorsque le foie et les reins ne peuvent fournir assez de tissu pour l'analyse. La plupart des métaux toxiques s'accumulent dans le foie et les reins. Les tissus gras accumulent les hydrocarbures et les organochlorés.

D'autres tissus peuvent être utilisés spécifiquement comme organes cibles de certains polluants.

2.6.3 Période et fréquence d'échantillonnage

Echantillonner et analyser des biotes et des sédiments plusieurs fois par an, là où cela ne s'impose pas absolument, se traduit par une ponction considérable de ressources. C'est pourquoi l'échantillonnage de biotes dans un but de surveillance des tendances des contaminants pourrait ne s'effectuer qu'une fois par an, alors que l'échantillonnage des sédiments dans le même but pourrait s'effectuer sur un délai plus étendu en fonction de l'apport de contaminants et de considérations concernant la nature physico-chimique du milieu.

Il est essentiel, pour la cohérence de l'opération, d'effectuer l'échantillonnage à une période de l'année où les concentrations de contaminants ne sont pas affectées par des modifications de mécanismes physiologiques. Ces modifications minimales se situent généralement en dehors de la période de reproduction et quand l'apport de nourriture est constant. On sait que l'apport de nourriture et la période de reproduction occasionnent des modifications du poids corporel total, de la concentration et de la composition des lipides, et par conséquent des niveaux de contaminants. Pour éviter ces variations, il est recommandé d'effectuer l'échantillonnage à la période de pré-reproduction. Pour obtenir des données comparables des divers stations d'échantillonnage, il est nécessaire de déterminer la période de pré-reproduction à toutes ces stations de manière à ce que les échantillons soient prélevés aux bons moments.

2.6.4 Nombre de spécimens (individus) à inclure dans chaque échantillon

Le nombre de spécimens nécessaire pour détecter des tendances importantes dépend du type de la tendance, de son amplitude et de la variabilité des données. Par conséquent, pour choisir un nombre de spécimens adéquat, il conviendrait de calculer la puissance statistique du programme de surveillance par des études de la puissance qui permettent d'examiner les types et l'amplitude des variations qui seront décelées pour un nombre donné de spécimens. Cette étude statistique est exposée à l'annexe du présent document.

Le nombre de spécimens à chaque collecte d'échantillons de poisson devrait être suffisant pour permettre un prélèvement d'échantillon d'une manière stratifiée en fonction de la taille (ou longueur, en rapport avec l'âge), autrement dit la taille du poisson devrait inclure un intervalle de longueurs le plus large possible et il devrait y avoir un nombre égal d'individus dans chaque classe de longueurs. Pour une espèce donnée, il faudrait s'en tenir chaque année à la stratification des longueurs qui a été convenue. Dans un échantillon de moules, le nombre de spécimens devrait être suffisant pour ménager l'intervalle de tailles le plus large possible.

2.6.4.1 Groupement de spécimens de biotes

Il peut être nécessaire de grouper (mettre en commun) des tissus de poisson, notamment dans le cas du foie de poisson et des tissus de moules et autres mollusques, afin de fournir des quantités suffisantes de matériel pour l'analyse chimique.

Le groupement peut fausser l'analyse statistique des données log-transformées en augmentant les valeurs des concentrations moyennes annuelles et en diminuant la puissance des tests pour la détection des tendances (Nicholson *et al.*, 1989).

Cependant, Nicholson *et al.* (1989) ont montré que, dans l'ensemble, le groupement n'influe pas sur l'identification des tendances (autrement dit, les différences inter-annuelles et les coefficients de régression associés ne seront pas modifiés, bien que les tendances puissent être estimées avec moins de précision qu'à partir de données non groupées), si le groupement inter-annuel est compatible, en d'autres termes si les échantillons se composent du même nombre de groupements se composant eux-mêmes du même nombre de spécimens.

Garder le même nombre d'individus dans le groupement inter-annuel est l'aspect le plus important: autrement dit, dans le groupement, pour une classe de longueurs donnée, le nombre devrait être le même chaque année. Il importe aussi de garder le même nombre de groupements chaque année (de préférence et si possible sur la base d'une stratification des longueurs).

2.7 Sédiments

Les sédiments jouent un rôle important dans la surveillance de l'environnement car ils sont considérés comme le réservoir de la plupart des contaminants. Les sédiments marins présentes de fortes interactions avec plusieurs autres compartiments du milieu marin. Par conséquent, leur utilisation devrait théoriquement faire partie d'un programme intégré de surveillance continue portant sur d'autres compartiments comme l'eau, les matières particulaires en suspension et les biotes. De plus, il est essentiel d'accroître la comparabilité des résultats avec d'autres ensembles de données sédimentaires sur les mêmes contaminants. Les facteurs pouvant être pris en compte comprennent la teneur en eau, le carbone organique, la teneur en lipides totaux extractibles, la répartition granulométrique, etc. Outre les techniques de normalisation, l'harmonisation des études de base ainsi qu'un programme rigoureux d'assurance qualité sont également essentiels.

Tout programme de surveillance continue, quelle que soit la matrice concernée, devrait reposer sur une conception statistiquement fondée. Plus concrètement, la probabilité de détecter une certain degré de variation du niveau de contaminant avec le temps devrait être estimée en recourant à l'analyse de la puissance statistique. Cette méthode, consacrée pour la planification de la surveillance des contaminants dans d'autres matrices (comme les biotes), est dûment étayée dans la littérature. En particulier, les valeurs qui permettent d'évaluer l'incertitude auquel va être exposé le programme (composante de la variance) n'ont pas été établies pour les programmes passés ayant porté sur les sédiments.

L'incertitude peut être exprimée par rapport à la grandeur étudiée (la variation temporelle à long terme, en l'occurrence) grâce à un modèle d'erreur. Ce modèle devrait rendre compte des quantités (connues ou postulées) qui affectent la valeur estimée de la tendance sous-jacente à un moment donné. Un modèle valable devrait rendre compte:

- a) de la variabilité spatiale de faible ampleur;
- b) de la variation temporelle à court terme qui peut se produire également dans des sédiments superficiels non perturbés (à cause d'une activité biologique ou pour toute autre raison);
- c) de la variabilité analytique à court terme;
- d) de la variabilité analytique à long terme.

Le facteur déterminant consiste à obtenir des estimations pertinentes et fiables pour a) et b) ci-dessus. Des raisons d'ordre pratique (comme le coût entraîné) donnent à penser que

la tâche d'échantillonnage requise (dans le temps et l'espace) pour estimer ces composantes ne peut être intégrée dans la surveillance de routine. Les recherches passées pourraient donner une idée de ces quantités. Une étude pilote peut être une bonne option pour estimer ces composantes et il faut alors examiner soigneusement si ces celles-ci peuvent s'appliquer à des zones autres que celles dont elles sont tirées.

Il n'existe pas encore de lignes directrices concrètes pour la détermination du nombre d'échantillons sédimentaires à prélever dans la surveillance des tendances des contaminants dans cette matrice. Les travaux du Groupe de travail CIEM sur les stratégies d'évaluation et de surveillance de l'environnement et du Groupe de travail CIEM sur les aspects statistiques de la surveillance de l'environnement devraient permettre des avancées.

3. MESURES D'APPUI

Le succès du programme de surveillance des tendances dépendra en grande partie de l'instauration de mesures d'appui adéquates comportant des méthodes d'assurance qualité et d'assistance aux participants au programme de surveillance.

3.1 Assurance qualité

On entend par assurance qualité d'un programme de surveillance les procédures instaurées pour s'assurer que les résultats des analyses sont valides, faciles à retrouver, reproductibles, représentatifs, complets et exacts, autrement dit proches de la valeur réelle; on entend aussi des mesures mises en place pour évaluer le rendement des laboratoires. Les méthodes d'assurance qualité se composent, au total, de méthodes de contrôle de la qualité et d'évaluation de la qualité.

3.1.1 Méthodes de contrôle de la qualité ...

La conception des méthodes de contrôle de la qualité comporte la mise au point de procédures pour chaque étape du programme de surveillance des tendances qui contribuent à l'obtention finale de données de qualité et de procédures garantissant que chaque laboratoire participant obtiendra des données comparables.

Les méthodes de contrôle de la qualité comprennent les éléments suivants:

a) Procédures standard d'échantillonnage et de mesure, et notamment:

- sélection des espèces (autrement dit, méthodes permettant de distinguer entre deux espèces indigènes appartenant au même genre);
- gestion des échantillons (méthodes de stockage, transport, conservation, fractionnement en sous-échantillons, dissection, homogénéisation, broyage des os pour les tissu, broyage et tamisage pour les sédiments)
- mesures biologiques (méthodes de mesure de la taille, du poids total, des poids des organes, méthodes de détermination de l'âge, du sexe, de la teneur en graisses et en eau);
- dosages chimiques (méthode d'analyse des résidus de contaminants chimiques).

On trouvera des lignes directrices et des procédures recommandées pour le stockage et le prétraitement des échantillons après leur prélèvement dans UNEP/FAO/IAEA (1984) et UNEP/FAO/IAEA/IOC (1984c) consacrés respectivement aux métaux lourds et aux hydrocarbures halogénés.

Des procédures importantes d'échantillonnage, de préparation des échantillons et d'analyse chimique compatibles pour la surveillance des tendances des contaminants dans les biotes sont exposées dans UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993, Uthe J.F. (1994) et Uthe *et al.* (1991). Le rôle de la compatibilité dans le processus d'échantillonnage est exposé dans Fryer (1993).

On trouvera aussi des lignes directrices et procédures recommandées pour l'échantillonnage, le traitement des sédiments, etc. dans UNEP/IOC/IAEA (1995), Mudroch et Ascue (1995), Mudroch et MacKnight (1994).

b) Procédures de traitement des données, et notamment: méthodes de traduction et transcription, de relevé des calculs, de stockage à long terme dans les registres logarithmiques ou les fichiers informatiques, de notification.

Des procédures de traitement des données sont exposées dans UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993), UNEP/IOC/IAEA/FAO (1989), Uthe J.F. (1994) et Uthe *et al.* (1991).

c) Utilisation de matériaux de référence certifiés (MRC) d'une matrice identique ou similaire au titre d'échantillon analysé et couvrant un intervalle de concentrations susceptibles de se rencontrer lors des dosages, en vue d'obtenir des données exactes et précises à l'issue de dosages de routine. On trouvera dans IAEA (1995) une liste des matériaux de référence disponibles pour le choix de MRC appropriés.

d) Analyse régulière des matériaux de référence tout au long du programme de surveillance afin de s'assurer que le rendement analytique est maintenu.

e) Participation régulière et obligatoire des laboratoires inclus dans le programme de surveillance des tendances aux exercices d'intercomparaison organisés par le MEL/AIEA afin d'assurer de la comparabilité des données produites entre les participants.

Les exercices d'intercomparaison comportent l'analyse en double insu par chaque laboratoire, au moyen des méthodes qu'il utilise dans ses travaux de routine, d'échantillons de concentration inconnue d'un analyte donné ou d'échantillons de concentration connue mais non divulguée d'un analyte.

f) Etalonnage, service et entretien réguliers de tous les instruments et équipements. Selon les besoins du programme et les ressources disponibles, le MEL/AIEA secondera les laboratoires dans ce domaine en leur fournissant notamment des normes d'étalonnage.

3.1.2 Méthodes d'évaluation de la qualité

Des méthodes d'évaluation de la qualité seront instaurées pour l'évaluation du rendement analytique de chacun des laboratoires participant au programme de surveillance, en fonction du temps et par rapport aux autres laboratoires participant au programme.

L'évaluation reposera sur les analyses des MRC et autres matériaux de référence. Les méthodes d'évaluation de la qualité énonceront des règles de sélection des matériaux de référence et la fréquence de leurs analyses pour la réalisation d'évaluations du rendement inter-

laboratoires concernant la qualité des données sur les tendances.

Des méthodes seront mises au point pour l'établissement régulier de courbes de contrôle des résultats des analyses du même matériau de référence sur un délai donné, afin de savoir si les résultats se situent dans des limites d'exactitude et de précision acceptables et s'ils concordent à cet égard avec les résultats d'autres laboratoires participant au programme.

Ces mesures devraient fournir des informations importantes pour la conception du programme de surveillance des tendances.

3.2 Autres formes d'assistance

La formation nécessaire sera dispensée dans le cadre de cours de formation collective afin de veiller à ce que tous les laboratoires soient en mesure de participer au programme de surveillance des tendances et aux activités correspondantes de contrôle qualité et d'assurance qualité.

Si des problèmes continuent à se poser lors de l'échantillonnage ou de l'analyse des contaminants, ou des deux à la fois, l'assistance nécessaire sera octroyée au cas par cas pour chaque laboratoire participant nécessitant cette assistance.

Lorsqu'il s'avère qu'un laboratoire participant continue à présenter des problèmes d'analyse, une méthode d'échantillonnage fractionné et d'analyse des contaminants par un autre laboratoire sera formulée.

Pour assurer la comparabilité des données de la surveillance à l'échelle régionale, l'analyse d'échantillons fractionnés sera organisée pour appuyer les programmes nationaux de surveillance des tendances qui en ont besoin.

4. REFERENCES

Carlberg, S.R. (1993). Correct sampling-What is that? In: Report of the Second FAO/UNEP/IAEA Training Workshop on the Design of Monitoring Programmes and Management of Data Concerning Chemical Contaminants in Marine Organisms. (Athens, Greece, 22-26 June). FIR/MEDPOL/ATH/3. pp.99-114

Fryer, R.J. (1992). Statistical analysis of the MED POL monitoring data on heavy metals and halogenated hydrocarbons in biota with special reference to temporal trends (1974-1991). UNEP (Restricted circulation), mimeo 147 p.

Fryer, R.J. (1993). The Role of Consistency in the Data Collection Process In: Report of the Second FAO/UNEP/IAEA Training Workshop on the Design of Monitoring Programmes and Management of Data Concerning Chemical Contaminants in Marine Organisms. (Athens, Greece, 22-26 June). FIR/MEDPOL/ATH/3. pp.151-161

Fryer, R.J. and M.D. Nicholson (1993). The power of a contaminant monitoring programme to detect linear trends and incidents. ICES J.mar.Sci., 50:161-168

IAEA (1995). Survey of reference materials, Vol. 1: Biological and environmental reference materials for trace elements, nuclides and microcontaminants. IAEA-TECDOC-854

Mudroch, A. and J.M. Azcue (1995). Manual of aquatic sediment sampling. Lewis Publishers

Mudroch, A. and S.D. MacKnight (1994). Handbook of techniques for aquatic sediment sampling. Lewis publishers

Nicholson, M.D., N. Green and S.J. Wilson (1989). Trend measurement from bulked samples. ICES, Doc. C.M. 1989/E:13 (mimeo)

Phillips, D.J.H. and P.S. Rainbow (1994). Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Chapman and Hall. 371 p.

UNEP (1986). Long-Term Programme for Pollution Monitoring and Research in the Mediterranean (MED POL)- Phase II. UNEP Regional Seas Reports and Studies no 28 Rev.1. 26 p.

UNEP (1993a). Evaluation Report of the MED POL Programme. UNEP(OCA)/MED IG.3/Inf.6. 62 p.

UNEP (1993b). Report of the Eight Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution and its Related Protocols. (Antalya, Turkey, 12-15 October) UNEP(OCA)/MED IG.3/5

UNEP (1996). Report of the Extraordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution and its Protocols. UNEP(OCA)/MED IG.8/7 Annex IV

UNEP/FAO/IAEA (1984). Sampling of selected marine organisms and sample presentation for the analysis of chlorinated hydrocarbons. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 12 Rev.1, 19 p.

UNEP/FAO/IAEA (1985). Determination of total arsenic in selected marine organisms by hydride generation atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 9, 15 p.

UNEP/FAO/IAEA/IOC (1984a). Determination of total mercury in selected marine organisms by cold vapour atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 8 Rev. 1, 17 p.

UNEP/FAO/IAEA/IOC (1984b). Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by flameless atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 11 Rev. 1, 21 p.

UNEP/FAO/IAEA/IOC (1984c). Sampling of selected marine organisms and sample preparation for trace metal analysis. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 7, Rev. 2, 19 p.

UNEP/FAO/IOC/IAEA (1986). Determination of DDTs and PCBs in selected marine organisms by packed column gas chromatography. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 14, Rev. 1, 20 p.

UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993). Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 6, 28 p.

UNEP/IAEA (1985a). Determination of total mercury in marine sediments and suspended solids by cold vapour atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 26, 15 p.

UNEP/IAEA (1985b). Determination of total cadmium in marine sediments by flameless atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 27, 13 p.

UNEP/IAEA (1985c). Determination of total copper in marine sediments by flameless atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 33, 13 p.

UNEP/IAEA (1986). Determination of total zinc in marine sediments by flame atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 39, 10 p.

UNEP/IAEA/IOC/FAO (in preparation). Sample work-up for the analysis of chlorinated hydrocarbons in the marine environment. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 71

UNEP/IOC/IAEA (1988). Determination of DDTs and PCBs by capillary gas chromatography and electron capture detection. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 40, 18 p.

UNEP/IOC/IAEA (1992). Monitoring of petroleum hydrocarbons in sediments. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 20, 72 p.

UNEP/IOC/IAEA (1995). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63, 74 p.

UNEP/IOC/IAEA/FAO (1989). Contaminant monitoring programmes using marine organisms: Quality Assurance and Good Laboratory Practice. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 57, 23 p.

Uthe, J.F. (1994). Sample Handling-Samples. In: Report of the Second FAO / UNEP Sub-Regional Workshop on the Monitoring of Chemical Contaminants in Marine Biota for Trends. (Lesvos Island, Greece, 19-22 October). FIR/MEDPOL/LES/4. pp.48-53

Uthe, J.F., C.L. Chou, R.K. Misra, P.A. Yeats, D.H. Loring, C.J. Musial and W. Cofino (1991). Temporal trend monitoring: Introduction to the study of contaminant levels in marine biota. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, No 14. 18 p.

ANNEXE

**Etudes de la puissance pour la conception d'un programme
de surveillance des tendances temporelles dans des biotes**

Table des matières

	Page No.
INTRODUCTION	1
1. FORMULATION DES OBJECTIFS DANS LA SURVEILLANCE DES TENDANCES TEMPORELLES	2
1.1 Erreurs et puissance du test des hypothèses	3
2. OBJECTIFS DES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE	3
2.1 Etapes de la conception de programmes de surveillance	4
3. CALCUL DE LA PUISSANCE STATISTIQUE	5
3.1 Quelles quantités sont en jeu dans le calcul de la puissance?	6
3.2 Puissance du test pour une tendance linéaire	7
4. EXEMPLES D'ETUDES DE LA PUISSANCE POUR CERTAINS OBJECTIFS DE SURVEILLANCE	9
Appendice 1. Exposé de la méthode statistique	13
5. REFERENCES	13

INTRODUCTION

La présente annexe vise à exposer comment réaliser une étude de la puissance pour la conception d'un programme de surveillance continue. L'exposé se réfère aux statistiques appliquées qui ont été élaborées pour la planification des programmes utilisant des biotes afin de détecter les tendances temporelles des contaminants dans l'environnement, ainsi qu'aux lignes directrices générales du Programme des mers régionales du PNUE. L'exposé porte sur la méthode statistique proprement dite: par conséquent toutes les questions environnementales se posant pour la conception du programme (comme le choix des sites et des espèces, etc.) ne rentre pas dans le cadre de la présente annexe et sont énoncées dans le corps du document.

Les études de la puissance, prises au sens large, englobent des opérations permettant de relier la spécification, l'optimisation et l'efficacité (autrement dit, la valeur) d'un programme de surveillance continue par le recours aux statistiques. Une étude de la puissance peut être destinée soit à estimer l'efficacité d'un programme suivant un protocole bien défini, soit à obtenir certaines performances de laboratoire, soit à identifier le nombre d'échantillons qui devraient être prélevés pour détecter une tendance importante, soit à estimer quelle intensité (c'est-à-dire l'importance de la variation de la concentration de contaminant en fonction du temps) peut être détectée par un programme.

L'exercice peut se résumer approximativement comme suit:

- a) poser nettement l'objet de l'étude et le "traduire" dans un énoncé (objectif de surveillance) qui peut se prêter à l'application des méthodes statistiques;
- b) rassembler toutes les informations requises pour l'étude et effectuer le calcul proprement dit;
- c) comparer le résultat de l'étude avec toutes valeurs escomptées (ou requises) qui peuvent avoir été fixées avant le début de l'étude. Si le résultat n'est pas satisfaisant, décider d'une éventuelle révision du protocole du programme. Un exemple servira à illustrer ce point: l'investigateur cherche à savoir quel nombre d'échantillons doit être prélevé pour obtenir une valeur cible d'efficacité du programme et il aboutit à la conclusion que le protocole adopté ne peut fournir cette valeur, quel que soit le nombre d'échantillons, si bien que le protocole doit être revu pour rechercher son optimisation.

Une étude de la puissance se base sur un **objectif de surveillance** détaillé. Cet objectif doit notamment:

- a) préciser la tendance elle-même qu'il conviendrait de détecter (amplitude et forme en fonction du temps);
- b) renseigner sur la conception du programme: durée, nombre de spécimens à prélever, possibilité de grouper des spécimens dans un échantillons composite;
- c) énoncer l'objectif de gestion quant à l'efficacité du programme, ou, en d'autres termes avec quel degré de certitude l'investigateur souhaite obtenir une réponse correcte du programme;
- d) renseigner sur l'incertitude affectant la valeur estimée du niveau de contaminant

dans l'environnement. Cette incertitude résulte des performances de l'analyse chimique et de la variabilité de la population d'organismes faisant l'objet de la surveillance.

Le point a) décrit la tendance en termes d'amplitude et de forme de la variation du niveau de contaminant en fonction du temps. L'amplitude est l'écart maximal du niveau de contaminant dans les séries chronologiques. La forme rend compte des modalités selon lesquelles s'effectue cette variation du niveau en fonction du temps. Par exemple, la variation peut être facilement représentée par une forme ascendante ou descendante telle que la ligne droite ou une variation exponentielle. On peut également avoir affaire à d'autres formes, comme la variation aléatoire.

L'annexe est agencée comme suit:

- la première section expose comment formuler de manière statistiquement valable les objectifs dans la surveillance des tendances;
- la deuxième section traite des objectifs de surveillance; elle expose notamment comment l'objectif devrait être formulé et quelles informations il devrait inclure;
- la troisième section expose le calcul de la puissance; elle présente les quantités pertinentes et met l'accent sur certaines questions comme: le nombre d'échantillons à collecter, le niveau maximal d'erreur autorisé pour détecter une tendance importante;
- la quatrième section fournit des exemples d'études de la puissance pour certains objectifs de surveillance.

1. FORMULATION DES OBJECTIFS DANS LA SURVEILLANCE DES TENDANCES TEMPORELLES

Cette section concerne une partie importante de la statistique appliquée: le test des hypothèses, que l'on peut trouver dans n'importe quel manuel (comme Zar, 1984, Sokal et Rohlf, 1995).

L'investigateur a en tête une question du type: *existe-t-il une tendance du niveau de contaminant avec le temps?* Pour rechercher des éléments de réponse parmi les données de la surveillance, cet investigateur formule deux hypothèses qui s'excluent mutuellement (si l'une est vraie, l'autre est fausse, et vice-versa):

- selon la première hypothèse, il n'existe "aucune différence" dans le niveau de contaminant avec le temps, et l'hypothèse est dite **nulle** (H_0):
- selon la deuxième, il y a une différence et l'hypothèse est dite **alternative** (H_1),

par conséquent l'investigateur teste H_0 contre H_1 en recourant à un test statistique approprié. Si H_0 est rejeté en faveur de H_1 , l'investigateur en conclut alors qu'il existe une tendance dans le niveau de contaminant avec le temps. Il importe de noter que le non rejet de l'hypothèse nulle n'implique pas nécessairement que l'hypothèse est vraie: elle marque qu'il n'existe pas d'éléments suffisants pour conclure qu'elle est fausse.

Exemple: comment formuler l'hypothèse

L'investigateur recherche les éléments prouvant l'existence d'une tendance linéaire du niveau de contaminant avec le temps. Cette tendance s'écrit: $y = a + bt$, où b est la variation par unité de temps (ou pente de y sur t).

Si $b=0$, il n'y a pas de tendance de y sur t (autrement dit la tendance est plate), alors que si $b \neq 0$, il y a une tendance.

On a les hypothèses:

H_0 : $b=0$ et H_1 : $b \neq 0$.

1.1 Erreurs et puissance du test des hypothèses

L'investigateur doit avoir à l'esprit qu'une hypothèse nulle vraie peut parfois être rejetée, ce qui signifie qu'une tendance est identifiée par erreur alors qu'en fait elle n'existe pas. Cette erreur survient avec une probabilité α et sa valeur est choisie par l'investigateur lui-même. Une valeur courante (mais pas obligatoire) est $\alpha=0,05$, mais des valeurs allant jusqu'à $\alpha=0,1$ peuvent être acceptées statistiquement. $\alpha=0,05$ signifie que l'investigateur accepte de rejeter à tort une hypothèse nulle 5 fois sur 100. La probabilité d'accepter une hypothèse nulle vraie est $1-\alpha$. Par contre, si H_0 est effectivement fausse, le test peut ne pas le déceler. Cette erreur survient avec une probabilité β . **La puissance du test est la probabilité de rejeter l'hypothèse nulle quand elle est fausse et devrait par conséquent être rejetée, et elle est définie comme $1-\beta$** (Zar, 1984). Dans la surveillance des tendances, $\beta=0,1$ (soit la puissance=90 %) peut être considérée comme une valeur acceptable, mais ce n'est pas obligatoire.

Le tableau suivant résume les probabilités d'avoir des réponses correctes ou fausses du test de tendances (avec entre parenthèses les valeurs typiques sus-mentionnées de probabilité):

Décision prise	Hypothèse nulle vraie	Hypothèse nulle fausse
Accepter hypothèse nulle	$1-\alpha$ (95%)	β (10%)
Rejeter hypothèse nulle	α (5%)	puissance= $1-\beta$ (90 %)

Il importe de remarquer que les deux erreurs (α , β) ne peuvent être réduites à la fois au minimum pour un programme et une intensité de tendance donnés: plus α sera choisi faible, plus β sera important. Si les deux erreurs sont faibles, alors seule une forte tendance est susceptible d'être décelée.

2. OBJECTIFS DES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE

La conception d'un programme repose sur un objectif de surveillance qui est:

- a. suffisamment détaillé;
- b. exprimé de manière mesurable;

c. formulé de manière à permettre un traitement par les techniques statistiques (formulation statistiquement valable).

Un objectif qui est correctement formulé permet de relier les questions de surveillance, les spécifications et l'efficacité du programme, et de centrer l'attention sur le problème à résoudre. Ceux qui ont à concevoir le programme formuleront l'objectif selon leurs questions. Par exemple: combien faut-il d'échantillons pour détecter une tendance importante?

2.1 Etapes de la conception de programmes de surveillance

Cette section donne des exemples d'études de la puissance. Le calcul proprement dit est exposé à la section 4.

Les objectifs peuvent comprendre des énoncés arbitraires. Ceux-ci concernent la durée du programme et l'intensité de la tendance. La durée peut être soit le nombre minimal d'années requis pour avoir une réponse fiable du programme ou la période au bout de laquelle une réponse devrait être obtenue. L'intensité de la tendance est alors l'intensité escomptée. Si l'on ne se soucie pas de ces grandeurs, elles doivent être ramenées à des besoins statistiques, autrement dit être des composantes de l'étude de la puissance.

EXEMPLE 1

Supposons que le gestionnaire d'un programme international de surveillance ait recueilli des informations sur les composantes d'erreur provenant de plusieurs laboratoires et de diverses zones, telles que celles indiquées sur le tableau 2. Ce gestionnaire veut savoir quelle puissance les programmes locaux sont susceptibles d'avoir. Les valeurs du tableau 2 ont été retenues à titre démonstratif.

L'objectif de l'étude de la puissance s'énonce comme suit:

Identifier la puissance d'un programme de surveillance pour détecter une tendance de 10 % par an sur un programme de 10 ans, à différents niveaux de variabilité d'analyse et d'échantillonnage et de nombre de spécimens prélevés.

Observation: le choix de l'amplitude de la tendance est arbitraire. Le choix de la durée du programme peut être dicté par des contraintes de gestion.

Le calcul est présenté à l'exemple 4.1.

EXEMPLE 2

Supposons que l'investigateur d'un laboratoire dispose d'estimations fiables des composantes d'erreur. Il se propose de réduire le coût de l'analyse et il explore l'effet d'un groupement des spécimens dans un échantillon composite. Les valeurs du tableau 2 ont été retenues à titre démonstratif.

L'objectif de l'étude de la puissance s'énonce comme suit:

Identifier la puissance d'un programme de surveillance pour détecter une tendance de 10 % par an sur un programme de dix ans à différents niveaux de groupement et de nombre de spécimens prélevés et pour un niveau donné de variabilité de l'analyse et de l'échantillonnage.

Observation: le choix de l'amplitude de la tendance est arbitraire. Le choix de la durée du programme peut être dicté par des contraintes de gestion.

Le calcul est présenté à l'exemple 4.2.

EXEMPLE 3

La section 1.1 a exposé la question des erreurs dans le test des hypothèses. Cet exemple explore les interactions entre l'erreur α et la tendance minimale détectable. Supposons que l'investigateur se propose d'identifier quelle amplitude de tendance est susceptible d'être détectée à différents valeurs de α (autrement dit à différents niveaux de risque de rejet erroné de H_0). Les valeurs du tableau 2 ont été retenues à titre démonstratif. L'exemple a été ajusté au nombre de spécimens prélevés.

L'objectif de l'étude de la puissance s'énonce comme suit:

Identifier la tendance minimale détectable pour identifier une tendance linéaire sur 10 ans à différents niveaux de α et de nombre de spécimens prélevés, avec une puissance de 90 %.

Observation: le choix de la durée du programme peut être dicté par des contraintes de gestion.

Le calcul est présenté à l'exemple 4.3.

EXEMPLE 4

Supposons que l'investigateur se propose d'identifier la valeur cible de ψ requise pour détecter des tendances importantes.

L'objectif de l'étude de la puissance s'énonce comme suit:

Identifier la valeur maximale d'erreur totale pour détecter une tendance de 10 % par an sur un programme de 10 ans, avec $\alpha=0,05$ et une puissance de 70 %.

Observation: le choix de l'amplitude de la tendance est arbitraire. Le choix de la durée du programme peut être dicté par des contraintes de gestion.

Le calcul est présenté à l'exemple 4.3.

3. CALCUL DE LA PUISSANCE STATISTIQUE

La présente section expose comment calculer la puissance statistique. La partie 3.1 expose quelles quantités sont en jeu, la partie 3.2 rend compte du calcul de la puissance du test pour une tendance linéaire. L'appendice 1 expose la méthode statistique employée dans la partie 3.2. L'appendice 2 expose comment les valeurs de l'erreur peuvent être obtenues à partir des données de la surveillance.

3.1 Quelles quantités sont en jeu dans le calcul de la puissance?

La probabilité d'avoir une réponse correcte du programme (soit $1-\alpha$ ou $1-\beta$, ainsi qu'il est exposé à la section 1) dépend:

- du rapport signal sur bruit de la variation des contaminants en fonction du temps;
- des spécifications du programme telles que: durée, nombre de spécimens prélevés et degré de groupement en un échantillon composite.

Plus concrètement, sa valeur augmente avec:

- la durée (soit T en années);
- le nombre de spécimens (R),

alors qu'elle diminue avec:

- le bruit
- le degré de groupement, ou nombre de spécimens inclus dans un échantillon composite (I) avant son analyse.

L'amplitude de la tendance ainsi que sa forme en fonction du temps devraient être prises en compte quand la valeur de l'intensité du signal est calculée. En fait, la théorie (Fryer and Nicholson, 1993) indique que certaines formes de tendance sont détectées plus facilement que d'autres.

On entend par bruit l'incertitude entre le niveau de contaminant mesuré dans l'environnement et sa valeur effective (qui n'est pas connue). Pour les programmes répondant aux lignes directrices du PNUE (UNEP/FAO/IOC/IAEA, 1993), le bruit est défini par commodité comme la variance résiduelle totale (ψ^2), soit:

$$\psi^2 = \sigma_y^2 + \sigma_w^2/R + \tau_y^2 + I \tau_w^2/R \quad (1)$$

où R est le nombre de spécimens collectés et I le nombre de spécimens qui peuvent être groupés dans chaque échantillon composite. Les composantes de l'erreur sont:

σ_y : variabilité aléatoire inter-annuelle d'échantillonnage. Cette composante rend compte de l'erreur entre le niveau de contaminant mesuré dans la population surveillée et son niveau effectif dans l'environnement. Il découle de sources non maîtrisées qui affectent l'ensemble de la population. Cette composante tente simplement de quantifier dans quelle mesure la population surveillée permet d'apprécier le niveau de contaminant dans le milieu;

σ_w : variabilité aléatoire intra-annuelle d'échantillonnage. C'est la variabilité qui subsiste dans les données annuelles après qu'il ait été tenu compte de l'effet de toutes les co-variables (comme la taille). Cet élément découle de la variabilité individuelle dans les caractères d'accumulation au sein de la population surveillée;

τ_y : variabilité aléatoire analytique inter-annuelle; cette quantité permet d'évaluer les biais sur une période prolongée (disons une année), selon ISO 5725 sa valeur est calculée ainsi: $\tau_y^2 = Z_R^2 - Z_r^2$, où Z_R^2 est la variance de reproductibilité et Z_r^2 la variance de répétitivité.

τ_w : variabilité aléatoire analytique intra-annuelle. Cette quantité est la précision du laboratoire sur une courte période.

La formulation de la variance totale avec quatre composantes découle de la spécification la plus simple du programme (à savoir: tous les spécimens pour une année sont collectés à une seule occasion et analysés en même temps). Des programmes différents conduiront à une formulation différente de la variance totale.

Les composantes de l'erreur peuvent être estimées à partir des données de la surveillance, à condition que ce calcul soit dûment étayé. En particulier, les τ_y et τ_w de l'analyse chimiques doivent être connus. La procédure comprend les étapes suivantes:

- a) Calculer ψ^2 . Il s'agit de la variance résiduelle des valeurs annuelles moyennes en fonction des années. A moins qu'une certaine forme s'ajuste mieux (comme la forme linéaire, exponentielle), il n'est pas approprié d'imposer une "formule" aux données. Ainsi, une fonction générique (comme les courbes lissées pondérées localement), qui s'ajuste aux valeurs moyennes annuelles sans qu'une forme souhaitée quelconque soit imposée, devrait être utilisée pour calculer ψ^2 .
- b) calculer σ_w^2 d'après la variance intra-annuelle en corrigeant pour tenir compte de τ_w (par différence);
- c) calculer σ_y^2 d'après ψ^2 en corrigeant pour tenir compte de σ_w^2 , τ_y and τ_w .

Les valeurs publiées, qui ont été calculées selon la démarche ci-dessus, sont reproduites sur le tableau 2. Les composantes d'erreur ont été calculées à l'échelle logarithmique. Ce type de transformation a été utilisé (Anon, 1989; Anon, 1991 et Zangrandi, 1996) avec des données de la surveillance (contaminants dans des organismes marins) pour répondre à l'hypothèse requise par la méthode (voir appendice 1).

3.2 Puissance du test pour une tendance linéaire

La section précédente (3.1) montre que le signal doit être défini aussi par rapport à la forme de la variation du niveau de contaminant en fonction du temps. Par conséquent, la forme de la tendance devrait être fixée avant de prévoir tout test de tendance.

Il est judicieux de chercher à détecter une tendance linéaire, puisque cette forme est parmi les plus faciles à identifier (Nicholson et Fryer, 1992). Par conséquent, un programme qui n'est pas susceptible de détecter une tendance linéaire ne permettra pas d'identifier d'autres formes plus difficiles.

La puissance est fonction:

- de la valeur de α ;
- de la durée du programme (T);
- du rapport signal sur bruit ($|b|/\psi$).

Les valeurs de la puissance, la durée du programme et le rapport signal sur bruit (calculé pour $\alpha = 0,05$) ont été combinés sur le tableau 1. Etant entendu que les conditions

statistiques du test sont remplies (voir appendice 1), le tableau 1 peut servir à résoudre des objectifs de surveillance (voir exemple 4.4).

Tableau 1

Test d'une tendance linéaire. Valeurs de $|b|/\Psi$ correspondant à différentes puissances (colonnes) et nombres d'années (rangées). $\alpha=0,05$
(d'après Nicholson *et al.*, 1996, modifié)

	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	0,95	0,99
5	0,906	1,035	1,176	1,344	1,584	1,786	2,175
6	0,616	0,700	0,791	0,899	1,051	1,178	1,421
7	0,459	0,520	0,586	0,664	0,773	0,864	1,037
8	0,360	0,408	0,459	0,520	0,604	0,674	0,806
9	0,293	0,332	0,373	0,422	0,490	0,546	0,653
10	0,245	0,278	0,312	0,352	0,409	0,455	0,544
11	0,209	0,237	0,266	0,300	0,348	0,388	0,462
12	0,181	0,205	0,230	0,260	0,301	0,335	0,400
13	0,159	0,180	0,202	0,228	0,264	0,294	0,350
14	0,141	0,160	0,179	0,202	0,234	0,261	0,311
15	0,127	0,143	0,161	0,181	0,210	0,233	0,278
16	0,114	0,129	0,145	0,163	0,189	0,211	0,251
17	0,104	0,117	0,132	0,148	0,172	0,191	0,228
18	0,095	0,107	0,120	0,136	0,157	0,175	0,208
19	0,087	0,098	0,110	0,125	0,144	0,160	0,191
20	0,080	0,091	0,102	0,115	0,133	0,148	0,176
21	0,078	0,084	0,094	0,106	0,123	0,137	0,163
22	0,069	0,078	0,088	0,099	0,115	0,127	0,152
23	0,065	0,073	0,082	0,092	0,107	0,119	0,141
24	0,060	0,068	0,077	0,086	0,100	0,111	0,132
25	0,057	0,064	0,072	0,081	0,094	0,104	0,124

Le tableau 1 peut être insuffisant (par exemple si $|b|/\Psi$ se situe en dehors du tableau ou si on retient $\alpha \neq 0,05$) ou fastidieux à utiliser en routine, et dans ce cas le calcul peut être effectué avec la distribution de probabilités appropriée. La puissance peut être calculée à partir

d'une distribution F non centrale à 1 and $T-2$ degrés de liberté, avec un paramètre de non centralité δ (voir Zar, 1984).

Tableau 2

Valeurs des composantes d'erreur (échelle logarithmique) concernant la contamination de poisson par le mercure dans un programme international de surveillance, pour trois niveaux de variabilité (Anon, 1995)

variabilité	σ_w	σ_y	T_y	T_w
Faible	0,08	0,22	0,09	0,04
Moyenne	0,26	0,28	0,13	0,05
Elevée	0,52	0,42	0,24	0,10

La quantité δ tient compte du rapport signal sur bruit ainsi que du nombre d'années. Pour une tendance linéaire, δ prend la forme (Nicholson *et al.*, 1996):

$$\delta = b^2(T-1)T(T+1)/12\psi^2 \quad (2)$$

$$\text{puissance} = 1 - \text{prob } F(F_{1-\alpha}, 1, T-2, \delta), \quad (3)$$

où $F_{1-\alpha}$ est le 100(1- α)ème percentile d'une distribution F centrale à 1 and $T-2$ degrés de liberté. Ces probabilités peuvent être tirées de tables statistiques (pour une description complète de la procédure, voir Cohen, 1977), ou elles peuvent être calculées avec des progiciels tels que SAS, SPLUS, STATALE (et d'autres éventuellement). Les manuels des progiciels sont suffisamment détaillés pour permettre d'écrire facilement la fonction effective de calcul.

4. EXEMPLES D'ETUDE DE LA PUISSANCE POUR CERTAINS OBJECTIFS DE SURVEILLANCE

Cette section expose le calcul relatif aux exemples d'objectifs fournis à la section 2.1. En raison du calcul de routine qui est nécessaire pour préparer les figures 1 à 3, ceux qui souhaitent répéter l'exemple à titre d'exercice devraient réaliser une partie du calcul au moyen d'une calculatrice:

- Si on a recours au tableau 1, calculer ψ ;
- Si la puissance est calculée à partir d'une distribution F non centrale (au moyen d'un logiciel ou de tables statistiques), calculer ψ et δ .

Des valeurs pertinentes des composantes d'erreur sont essentielles pour les études de la puissance. Les exemples 1, 2 et 4 reposent sur les seules valeurs publiées actuelles (tableau 2). Ces composantes s'appliquent à un programme international et présentent les caractéristiques suivantes:

- le large intervalle de leurs valeurs résulte des performances analytiques différentes de plusieurs laboratoires ou de ce que plusieurs espèces sont utilisées. L'intervalle d'un seul laboratoire devrait être plus réduit;
- σ_y l'emporte sur la variance totale. Cette composante n'est affectée ni par R ni par l (voir formule 2); de ce fait, quand on considère les figures 1, 2 et 3, on pourrait en conclure à tort que le nombre de spécimens à prélever n'est pas important. Dans la décision concernant la taille de l'échantillon, il conviendrait de tenir compte de l'hétérogénéité de la population surveillée, par exemple quant au développement sexuel ou à tout autre facteur qui peut être négligé (ou difficile à observer) lors du prélèvement des spécimens.

Exemple 4.1

Par commodité, le calcul n'a été opéré que pour les trois combinaisons d'erreurs du tableau 2 (le long des rangées), pour $l=1$ (pas de groupement) et $\alpha=0,05$.

- a. calculer δ pour différentes valeurs de R (nombre de spécimens), en remplaçant les valeurs en conséquence dans les équations (1) and (2);
- b. calculer la puissance d'après une distribution F non centrale à 1 et $T-2$ degrés de liberté et le paramètre de non centralité δ .

Le résultat est présenté sur la figure 1.

Remarque. L'étude vise à explorer des scénarios extrêmes de résultats de la surveillance, aussi est-il admis qu'on a affaire à une faible variabilité d'échantillonnage avec une faible variabilité analytique et à une variabilité d'échantillonnage élevée avec une variabilité analytique élevée. Dans le premier cas (haut de la figure 1), la puissance est très élevée, alors que dans le deuxième cas le niveau de la puissance n'est pas acceptable (bas de la fig. 1). Une image plus réaliste est fournie par un niveau moyen de variabilité (centre du tableau 2). Dans ce cas, le programme est susceptible d'avoir une puissance $\approx 80\%$ (milieu de la fig.1).

Exemple 4.2

Le calcul est le même que pour l'exemple 4.1, sauf pour le calcul de δ qui tient compte de différentes combinaisons de l et de R .

Le résultat est présenté sur la figure 2.

Remarque. Selon un examen statistique rigoureux, l'étude donne à penser que le groupement n'affecte pas la puissance, à condition qu'un nombre suffisamment important de spécimens soient prélevés (soit $R>20$). La raison en est due à l'importante valeur de σ_y , qui domine au sein de ψ (tableau 2). σ_y ne change pas en fonction de R ou de l (voir formule 1), et par conséquent toute optimisation du programme devrait viser à réduire σ_y .

Exemple 4.3

- a. Calculer à partir de la distribution F non centrale, la valeur de δ à α , et à 1 et $T-2$ degrés de liberté qui aboutit à une puissance=90 %;

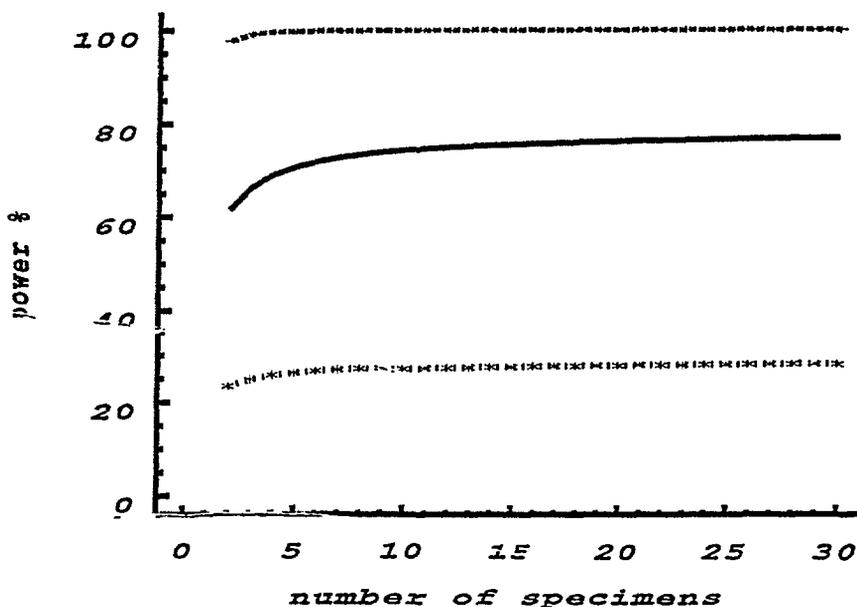


Figure 1. Exemple 1. Puissance (%) du test pour une tendance linéaire en fonction du nombre d'échantillons par an pour différents niveaux d'erreur. $\alpha=0,05$. Pas de groupement ($l=1$). Valeurs de b , T et des erreurs, comme dans le texte.

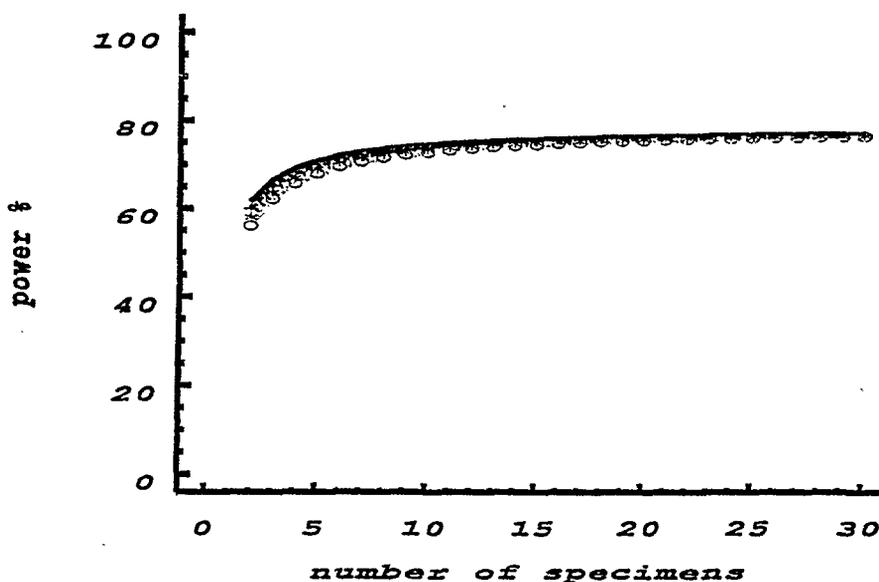


Figure 2. Exemple 2. Puissance (%) du test pour une tendance linéaire en fonction du nombre d'échantillons par année pour différents degrés de groupement (■: $l=1$; +: $l=5$; x: $l=30$, o: $l=15$). Valeur de $\alpha=0,05$. Valeurs de b , T et des erreurs, comme dans le texte.

- b. calculer b à partir de δ pour différentes valeurs de R (en remplaçant les valeurs en conséquence dans les équations (1) et (2)).

Le résultat est présenté sur la figure 3.

Remarque. L'exemple explore les interactions entre α , β et la tendance minimale détectable. Par souci de simplification, β a été maintenu constant. Le choix de α et de la valeur cible de β dépend du but de gestion du programme et du risque (en termes de gestion) d'une erreur α ou β . Un programme de surveillance de la tendance générale (autrement dit où l'on ne s'attend pas à une direction de la tendance) et où le programme lui-même n'est pas conçu pour être un instrument réglementaire, peut avoir une valeur de α et de β de même grandeur (sur la fig. 3 $\alpha=\beta=10\%$). Dans un programme visant à surveiller une mesure de réhabilitation, une erreur α est moins problématique qu'une erreur β , aussi une valeur plus importante de α permet-elle la détection de tendances plus faibles.

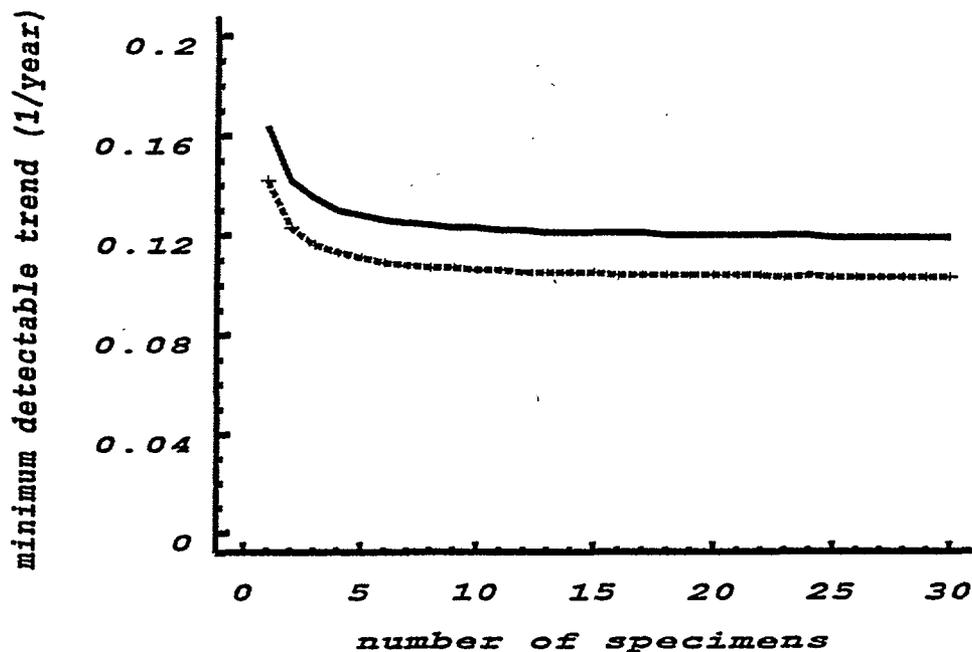


Figure 3. Exemple 3. Tendance minimale détectable (an^{-1}) en fonction du nombre d'échantillons par année pour différentes valeurs de α (\blacksquare : $=0,05$, $+$: $=0,10$). Puissance cible=90%. Pas de groupement ($l=1$). Valeurs de T et des erreurs, comme dans le texte.

Exemple 4.4

L'exemple suivant expose comment se servir du tableau 1.

L'objectif de surveillance est satisfait (pour $T=10$ et une puissance de 70 %) si:

$|b|/\psi \geq 0,312$; l'erreur maximale est alors:

$\psi \leq 0.06$. Cette valeur est comparée avec celle qui est tirée des composantes du tableau 2 (pour $R=25$ et $l=1$):

- variabilité faible $\psi^2=0,0165$, $\psi=0,128$
- variabilité moyenne $\psi^2=0,087$ $\psi=0,296$,

par conséquent, la variabilité moyenne conduira à obtenir la valeur cible.

Supposons maintenant une valeur plus stricte de la puissance, disons 90 %. Il ressort du tableau 1:

$|b|/\psi \geq 0,409$; alors

$\psi \leq 0.244$. Par conséquent, seule une variabilité faible (tableau 2) permettra d'obtenir la valeur cible de ψ .

Appendice 1. Exposé de la méthode statistique

Posons y_t comme valeur moyenne de la concentration de contaminant pour l'année t . Une tendance linéaire de la valeur escomptée de y_t s'écrit:

$$E[y_t] = a + bt.$$

Admettons que les valeurs y_t sont indépendantes et normalement distribuées (Zar, 1984) autour de la tendance linéaire avec une variance constante:

$$\text{Var}[y_t] = \psi^2.$$

Alors, la preuve d'une tendance linéaire est fournie par la valeur de b (voir exemple 1) qui est calculée par régression de y_t en fonction des années. L'hypothèse nulle:

$$H_0.: b=0$$

est testée contre l'hypothèse alternative:

$$H_1.: b \neq 0$$

par le test F avec 1 et $T-2$ degrés de liberté (Zar, 1984).

5. REFERENCES

Anon (1989). Statistical Analysis of the ICES Cooperative Monitoring Programme Data on Contaminant in Fish Muscle Tissue (1975-1985) for the determination of temporal trends. ICES Cop. Rep. no. 162

Anon (1991). Statistical Analysis of the ICES Cooperative Monitoring Programme Data on Contaminant in Fish Liver Tissue and *Mytilus edulis* (1978-1988) for the determination of temporal trends. ICES Cop. Rep. no. 176

Anon (1995). Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment. ICES Cop. Res. Rep. no. 212

Cohen, J (1977). Statistical power analysis for the behavioural sciences. Academic press, New York, 414 p.

Fryer, R. and M. Nicholson (1993). The power of a contaminant monitoring programme to detect linear trend and incidents. ICES J. Mar. Sci. 50:161-168

Nicholson, M. and R. Fryer (1992). The statistical power of monitoring programmes. Mar.Poll.Bull. 24(3):146-149

Nicholson, M., R. Fryer and C.A. Ross (1996). Designing monitoring programmes for detecting temporal trends in contaminants in fish and shellfish. Mar.Poll.Bull. (in press)

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf (1995). Biometry 3d ed. Edited by W.H. Freeman, New York. 887 p.

UNEP/FAO/IOC/IAEA (1993). Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 6, UNEP

Zangrandi, M. (1996). Monitoring the level of contaminant in marine organisms for temporal trend: objectives and effectiveness of a monitoring programme. In: Report of the Working Group on statistical aspects of environmental monitoring. ICES CM 1996/D:1 pp.75-88

Zar, J.H. (1984). Biostatistical Analysis. 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 718 p.