



**PROGRAMME MIXTE FAO/OMS SUR LES NORMES ALIMENTAIRES
COMITÉ DU CODEX SUR LES CONTAMINANTS DANS LES ALIMENTS**

**Septième session
Moscou, Fédération de Russie, 8-12 avril 2013**

**DOCUMENT DE DISCUSSION SUR LE DÉVELOPPEMENT D'UN CODE D'USAGES POUR LA PRÉVENTION ET LA
RÉDUCTION DE LA CONTAMINATION PAR L'ARSENIC DANS LE RIZ**

Afin d'assister le Comité à avancer dans ses travaux sur le développement d'un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz, les membres et observateurs du Codex sont invités à consulter le résumé et les recommandations qui figurent aux paragraphes 104-105.

Introduction

Section 1 Propriétés physiques et chimiques de l'arsenic

Section 2 Sources d'arsenic dans l'environnement

- Environnement général
- Environnement propre aux rizières

Section 3 Dépôt, transformation et transport de l'arsenic

- Généralités sur le dépôt et la transformation dans l'environnement
- Transformation de l'arsenic dans les rizières
- Mécanisme moléculaire du transport de l'arsenic du sol dans le riz

Section 4 Toxicité et exposition liées à l'arsenic

Section 5 Champ d'application du développement possible d'un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz

Section 6 Mesures de prévention et de réduction

Section 6.1 Mesures prises à la source

Section 6.2 Mesures agricoles

- Effet de l'utilisation des matériaux agricoles
 - Matériaux contenant du fer
 - Phosphates
 - Silicates
 - Matériaux organiques
- Effet du contrôle de l'eau d'irrigation
- Effet de la sélection variétale

Section 6.3 Mesures relatives à la transformation et à la cuisson

- Effet de la transformation

- Effet de la cuisson

Section 7 Suivi de l'efficacité des mesures

- Pour les mesures prises à la source
- Pour les mesures agricoles
- Pour les mesures relatives à la transformation et à la cuisson

Résumé et recommandations

- Résumé
 - Mesures prises à la source
 - Utilisation des matériaux agricoles
 - Contrôle de l'eau d'irrigation
 - Sélection des cultivars
 - Transformation et cuisson
 - Suivi de l'efficacité des mesures
- Recommandations

Introduction

1. À sa cinquième session, le Comité sur les contaminants dans les aliments (CCCF) est convenu d'entreprendre de nouveaux travaux sur l'élaboration des limites maximales (LM) pour le riz dans l'arsenic par le biais d'un groupe de travail électronique dirigé par la Chine (REP11/CF, par. 60-64).
2. À sa sixième session, le CCCF a examiné l'avant projet de limites maximales pour l'arsenic dans le riz et les recommandations apparentées dans le document de travail. Le Comité est convenu qu'un document de discussion examinant la possibilité de développer un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz devrait être préparé pour examen à la prochaine session du CCCF et qu'un groupe de travail électronique dirigé par la Chine et co-dirigé par le Japon préparerait le document de discussion (REP12/CF, par. 50-65).
3. Le présent document a pour but d'examiner la possibilité de développer un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz à la septième session du CCCF.
4. La Chine et le Japon ont préparé la version préliminaire, contenant les observations de l'Australie, du Canada, de la Colombie, de l'Indonésie, des Philippines, du Royaume-Uni, des États-Unis d'Amérique, et du Conseil international des associations des fabricants de produits d'épicerie. La liste des pays et des ONG qui ont participé au groupe de travail électronique se trouve en annexe.

Section 1 Propriétés physiques et chimiques de l'arsenic

5. Le programme international pour la sécurité des substances chimiques (IPCS) résume brièvement les propriétés physiques et chimiques de l'arsenic comme suit (1).
6. L'arsenic est un métalloïde largement répandu dans la croûte terrestre et sa concentration moyenne est de 2 mg/kg. Il est présent à l'état de traces dans les roches, le sol, l'eau et l'air. L'arsenic peut présenter quatre états de valence: -3, 0, +3 et +5. Dans des conditions réductrices, l'arsénite (As(III)) est la forme dominante; l'arséniate (As(V)) est généralement la forme stable dans les environnements oxygénés. L'arsenic élémentaire n'est pas soluble dans l'eau. Les sels d'arsenic présentent divers degrés de solubilité selon le pH et l'environnement ionique.

Section 2 Sources d'arsenic dans l'environnement

- Environnement général

7. L'IPCS décrit aussi les sources d'arsenic dans l'environnement (1). L'arsenic est présent dans plus de 200 espèces minérales, la plus commune d'entre elles étant l'arsénopyrite. Il a été estimé qu'environ un tiers du flux atmosphérique de l'arsenic est d'origine naturelle. L'action volcanique est la source naturelle d'arsenic la plus importante, suivie de la volatilisation à basse température. L'arsenic inorganique d'origine géologique est présent dans l'eau souterraine utilisée comme eau de boisson dans plusieurs régions du monde, par exemple, au Bangladesh. L'arsenic élémentaire est produit par réduction du trioxyde d'arsenic (As₂O₃) par le charbon. As₂O₃ est produit en tant que sous-produit des opérations de fusion des métaux. Il a été estimé que 70 pour cent de la production mondiale d'arsenic est utilisé dans le traitement du bois d'œuvre en tant qu'arséniate de cuivre et de chrome (CCA), 22 pour cent dans les produits chimiques agricoles, et le reste dans le verre, les produits pharmaceutiques et les alliages non ferreux. L'extraction, la fusion des métaux non ferreux et le brûlage des combustibles fossiles sont les principaux procédés industriels qui contribuent à la contamination anthropique par l'arsenic de l'air, de l'eau et du sol. Historiquement, l'utilisation de pesticides contenant de l'arsenic a engendré la contamination de vastes étendues de terres agricoles. L'utilisation d'arsenic dans la préservation du bois d'œuvre a également contribué à la contamination de l'environnement.

- Environnement propre aux rizières

8. D'après A.A. Meharg et F.J. Zhao (2), les sources d'arsenic dans les rizières peuvent être réparties en naturelles et anthropiques. Les apports d'origine naturelle se subdivisent en arsenic inhérent au sol, et tout arsenic par ailleurs transporté par les inondations (eau ou sédiments) et les dépôts atmosphériques humides ou secs. Parmi les principales régions productrices de riz dans le monde, certaines sont affectées par des élévations géologiques naturelles d'arsenic. Selon les conditions climatiques et hydrologiques dominantes, les sols et les sédiments, les eaux superficielles, les eaux souterraines et l'air peuvent s'enrichir en arsenic quand ces conditions géologiques existent. L'exemple type d'une élévation naturelle réside dans les étendues holocènes du bassin du Bengale où la teneur en arsenic est plus élevée que dans les terrasses pléistocènes de la même région. Dix rizières holocènes et dix rizières pléistocènes disséminées à travers le Bangladesh ont été étudiées (3), et on a trouvé que les sols holocènes contenaient approximativement cinq fois plus d'arsenic total que les sols pléistocènes. La situation est similaire pour les eaux souterraines des sédiments holocènes par rapport aux sédiments pléistocènes (4). Cette différence a des conséquences importantes sur les niveaux d'arsenic dans le riz au Bangladesh (3, 5).
9. Des documents scientifiques ont signalé des élévations naturelles dans l'arsenic des rizières d'autres régions. D'après A.A. Meharg et F.J. Zhao (2), en fin de compte, la majeure partie de l'arsenic du sol des rizières sera d'origine atmosphérique géogénique, soit en raison de la formation du sol à partir de la roche-mère locale, ou à partir des sédiments provenant de l'amont. Les dépôts atmosphériques ne seront vraisemblablement pas une source importante d'arsenic (6, 7), à l'exception du riz cultivé à proximité de fonderies, qui peut être contaminé par les émissions d'aérosols.

10. Les sources anthropiques sont innombrables et hautement variables et peuvent être classées comme suit: (2):
- (a) Pollution industrielle/urbaine de source non ponctuelle pour les rizières en aval de grands centres de population;
 - (b) Utilisation d'engrais et de fumiers organiques contaminés par l'arsenic¹;
 - (c) Pollution industrielle de source ponctuelle;
 - (d) Utilisation de pesticides à base d'arsenic; et
 - (e) Contamination de l'eau d'irrigation.

Section 3 Dépôt, transformation et transport de l'arsenic

- Généralités sur le dépôt et la transformation dans l'environnement

11. L'IPCS donne un bref aperçu du dépôt et de la transformation des composés arsenicaux dans l'environnement (1).
12. L'arsenic est libéré dans l'atmosphère et existe principalement adsorbé sur les particules. Ces particules sont dispersées par le vent et renvoyées sur terre sous forme de dépôt humide ou sec. Les arsines émises par le sol ou les sédiments après la biosynthèse microbienne subissent une oxydation dans l'air, reconvertissant l'arsenic en formes non volatiles, qui se redéposent sur le sol. Les formes dissoutes d'arsenic dans la colonne d'eau comprennent l'arséniate, l'arsénite, l'acide méthylarsonique (MMA) et l'acide diméthylarsinique (DMA). Dans l'eau et les sédiments bien oxygénés, presque tout l'arsenic est présent à l'état pentavalent thermodynamiquement plus stable (arséniate). Les espèces arsénite et arséniate peuvent interchanger l'état d'oxydation selon le potentiel (Eh) d'oxydo-réduction (redox), le pH et les processus biologiques. Certaines espèces d'arsenic ont une affinité pour la surface des minéraux argileux et la matière organique et cela peut affecter leur comportement environnemental. L'arsenic peut potentiellement être libéré quand il y a des fluctuations d'Eh, du pH, de la concentration en arsenic soluble et de la teneur en matière organique des sédiments. Un grand nombre de composés arsenicaux tend à adsorber sur les sols, et la lixiviation entraîne généralement leur répartition dans le sol sur des distances courtes seulement.
13. Par ailleurs, dans le cas des arsines volatiles, il est entendu que leur stabilité est raisonnablement élevée avec une durée de vie atmosphérique comptée en heures plutôt qu'en secondes. En conséquence, ils peuvent être largement dispersés dans l'atmosphère (8, 9).
14. Trois principaux modes de biotransformation ont lieu dans l'environnement: la transformation rédox entre l'arsénite et l'arséniate, la réduction et la méthylation de l'arsenic, et la biosynthèse d'autres composés organoarsénicaux, comme les arsénosucres et l'arsénobétaïne. Il existe un cycle biogéochimique des composés formés à partir de ces processus (Figure 1).

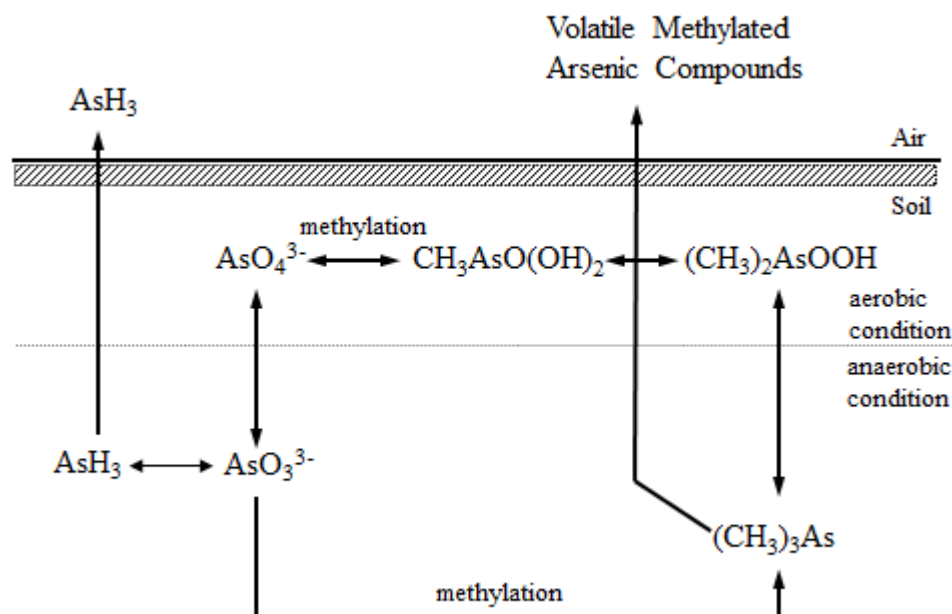


Figure 1: Cycle biogéochimique de l'arsenic dans les rizières (modifié à partir de McBride (10))

(figure 1 is not translated)

¹ Un grand nombre d'engrais peut contenir des traces d'arsenic. Contaminé ne doit pas être interprété comme équivalent de traces d'arsenic.

(E) Volatile Methylated Arsenic Compounds = (F) Composés arsénicaux méthylés volatils

(E) Air = (F) Air

(E) Soil = (F) Sol

(E) methylation = (F) méthylation

(E) aerobic conditions = (F) conditions aérobies

(E) anaerobic conditions = (F) conditions anaérobies

- Transformation de l'arsenic dans les rizières

15. Le riz est une culture généralement cultivée dans des conditions inondées bien qu'il puisse être cultivé par voie aérobie. L'inondation crée des conditions anaérobies et diminue par conséquent le potentiel rédox (Eh) dans le sol des rizières. D'autre part, le drainage de l'eau des rizières engendre des conditions aérobies et augmente immédiatement Eh. Cette variation du Eh dans le sol des rizières influence l'état rédox de l'arsenic ainsi que les autres éléments (Fe, Mn, S, etc.) (Figure 2).

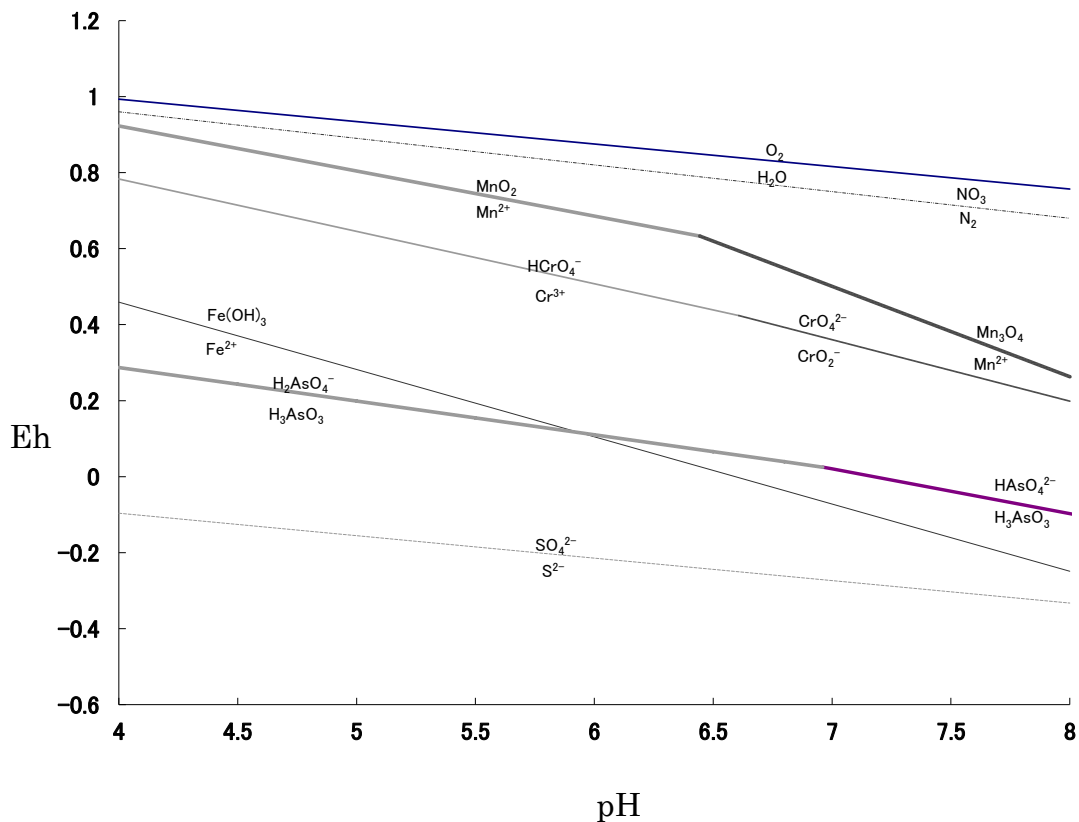


Figure 2: Diagramme du Eh et du pH pour l'arsenic, le fer et d'autres éléments dans le sol

16. Dans une étude sur les rizières (11), l'Eh de l'eau interstitielle du sol² (solution de sol) à des profondeurs de 0,1-0,2 m (la profondeur de la rhizosphère³ des plants de riz) a considérablement varié par rapport au Eh à 1,0 m. Les valeurs d'Eh de 0,1 à 0,2 m ont continuellement diminué d'environ 600 mV jusqu'à moins de 0 mV après inondation. Les valeurs faibles d'Eh aux profondeurs de 0,1 à 0,2 m dans les rizières inondées ont retrouvé des valeurs élevées (400-600 mV) immédiatement après le drainage de l'eau et le retour des conditions non inondées dans les rizières. Ces profondes variations du Eh pendant le cycle des inondations ont affecté les concentrations de Fe, Mn et As dissouts dans l'eau interstitielle du sol. L'eau interstitielle du sol à des profondeurs supérieures à 1,0 m contenait des concentrations plus élevées de Fe, Mn et As que l'eau d'irrigation pendant la période inondée. Ces résultats laissent entendre que ces ions sont libérés dans l'eau interstitielle du sol à partir du sol des rizières submergées (11).

17. Dans un certain nombre de sols de rizière contaminé par l'arsenic au Bangladesh et en Chine incubé sous des conditions inondées (12), l'Eh de l'eau interstitielle a diminué jusqu'à moins de 200 mV et la concentration en arsenic dans l'eau interstitielle a augmenté et plus de 80 pour cent de l'arsenic mobilisé dans l'eau interstitielle était sous forme d'arsénite. L'augmentation de l'arsénite dans le sol des rizières inondées augmente la disponibilité d'arsenic pour les plants de riz. Les concentrations en arsenic dans l'eau interstitielle dans les sols des rizières au Bangladesh étaient de 2-5 mg/L, alors que celles dans les sols des rizières chinoises étaient de 0,5-0,8 mg/L. Ces résultats indiquent que les sols des rizières du Bangladesh inclus dans cette étude, qui étaient contaminés par les sédiments holocènes et/ou par l'irrigation à long terme avec des eaux souterraines à forte teneur en arsenic, ont une labilité à l'arsenic plus forte que les sols chinois inclus dans cette étude, qui étaient contaminés par l'exploitation minière ou les sources géologiques naturelles.

18. Deux raisons majeures ont été avancées pour expliquer pourquoi la solubilité de l'arsenic augmente au fur et à mesure que les conditions dans les sols des rizières inondées deviennent plus anaérobies (2). Dans un premier temps, certains oxydes/hydroxydes de fer adsorbés sur le sol sont réduits et libérés dans la phase de solution, processus appelé dissolution réductrice. Comme ces minéraux d'oxyde de fer sont une phase d'accueil importante de l'arsenic dans le sol, leur dissolution libère aussi l'arsenic sorbé dans la phase de solution. On observe fréquemment que la mobilisation de l'arsenic dans les sols inondés est accompagnée par la mobilisation parallèle du Fe (11, 12). Des études montrent que le rapport de l'As sur le Fe libéré peut varier largement selon les différents sols, exprimant la quantité d'arsenic sorbé par les oxydes/hydroxydes de fer facilement réductibles (11, 12). Le type et la propriété (par ex., le degré de cristallinité) des oxydes/hydroxydes de fer ont une forte influence sur le taux de dissolution réductrice et sur la mobilisation de l'arsenic. Dans un second temps, l'arséniate adsorbé sur le sol peut être réduit en arsénite dans la phase solide du sol pendant l'inondation et, comme l'arsénite est moins fortement adsorbé sur le sol, il tend davantage à se séparer dans la phase de solution. Un document scientifique a montré qu'As(V) était prédominant dans la phase solide du sol avec As(III) représentant seulement 15 pour cent dans les sols de deux rizières avant l'inondation. Après l'inondation et comme l'Eh a diminué, la proportion d'As(III) atteignait entre 60 et 80 pour cent avec l'Eh de -100 mV. Par comparaison, la spéciation de l'arsenic dans la phase de solution était dominée par As(III) dans des conditions à la fois inondées et non inondées (13).

19. L'arsénite sorbé sur la phase solide du sol est beaucoup plus facilement désorbé en phase de solution que l'arséniate (13-15). Le coefficient de répartition (concentration de la phase de solution/concentration de la phase solide) pour l'arsénite augmente rapidement avec l'augmentation du pH de 5,5 à 7, alors que pour l'arséniate, l'augmentation n'est apparente qu'au pH >7.

20. Le faible Eh associé à l'inondation continue entraîne aussi la réduction des ions sulfate en ions sulfure. Les ions sulfure peuvent réagir avec As et précipiter dans la solution de sol en tant que sulfure d'arsenic dans les boues d'épuration (16), les sédiments (17, 18) et les sols (19). La précipitation du sulfure d'arsenic, à son tour, diminue la concentration d'As dans la solution de sol, et peut ainsi réduire la quantité d'As biodisponible pour les plants de riz.

21. Par ailleurs, une étude a montré qu'il y avait des différences significatives dans l'absorption par le riz des espèces d'arsenic de l'eau interstitielle. Entre l'arsénite, l'arséniate, MMA et DMA, l'absorption des espèces inorganiques était plus de dix fois supérieures à l'absorption des espèces organiques, et l'absorption de l'arsénite était considérablement plus élevée que l'absorption d'arséniate; par exemple, à des concentrations de 0,053 mmol/L d'arséniate dans l'eau d'irrigation, le taux d'absorption d'arsénite, d'arséniate de MMA et de DMA était de 147, 126, 12,7, et 5,7 nmol/(g-poids humide · h), respectivement (20).

- Mécanisme moléculaire du transport de l'arsenic du sol dans le riz

22. Les racines du riz sont capables d'absorber toutes les espèces d'arsenic dans l'eau interstitielle. L'absorption de l'arséniate et de l'arsénite par les plants de riz diffèrent grandement dans les mécanismes moléculaires.

² L'eau interstitielle est l'eau qui se trouve dans les petites ouvertures, espaces ou interstices entre les particules du sol non consolidé. L'eau est maintenue en place dans la portion de la zone d'eau vadose entre le plafond et la nappe phréatique par captation, attraction ionique, et des forces capillaires ou adhésives. La mesure de la concentration des contaminants dans l'eau est généralement utile pour évaluer les contaminants biodisponibles. La solution de sol est de l'eau interstitielle recueillie à l'aide d'un dispositif d'échantillonnage enterré dans le sol fonctionnant en pression négative.

³ La rhizosphère est la zone dans le sol qui entoure immédiatement les racines de la plante, dans laquelle les racines influencent les réactions physiques et chimiques et l'activité microbiologique dans le sol.

23. L'arséniate est une substance analogue au phosphate, car les deux éléments appartiennent au même groupe dans le tableau périodique. Pour cette raison, l'arséniate concurrencera le phosphate pour le transport par les transporteurs de phosphate dans la membrane du plant. Le phosphate supprime efficacement l'absorption d'arséniate dans les cultures hydroponiques du riz, grâce à la concurrence entre les deux anions pour le même transporteur (20). Il y a 13 gènes appelés *OsPht1;1-OsPht1;13* qui codifient les protéines transportrices putatives à forte affinité pour le phosphate dans le génome du riz (21). Dans les plants de riz qui surexpriment le gène transporteur de phosphate *OsPht1;8*, l'absorption d'arséniate a été fortement accentuée (22), indiquant que *OsPht1;8* a une forte affinité pour à la fois le phosphate et l'arséniate et est probablement impliqué dans l'absorption et dans le transport de longue distance du phosphate et de l'arséniate dans le riz (22, 23).

24. L'arséniate absorbé par les racines du riz est, en outre, rapidement réduit dans les cellules des racines (24, 25), et l'espèce d'arsenic dominante dans les racines du riz est l'arsénite (26-28). Par ailleurs, dans le sol inondé l'arsénite est la principale espèce d'arsenic absorbée par les racines du riz, avec une petite quantité de DMA, et les voies de transport du phosphate/arséniate contribuent finalement peu à l'accumulation d'arsenic dans le riz (22).

25. Tel que mentionné dans la rubrique "Phosphates" au paragraphe 51, l'ajout d'engrais à base de phosphate accroît l'accumulation d'arsenic dans les grains de riz, probablement en raison de l'adsorption concurrentielle entre les phosphates et les constituants du sol fixateurs de l'arsenic tels les oxydes/hydroxydes de fer (14, 29, 30). C'est l'un des mécanismes importants qui engendrent la biodisponibilité accrue de l'arsenic dans le plant de riz.

26. L'arsénite est transporté dans le riz par un transporteur de Si, et les Si ajoutés ralentissent le transport de l'arsénite dans le riz. Le mécanisme de la baisse d'absorption de l'arsénite au moyen de Si a été expliqué par Ma et al. (26, 31, 32), qui ont identifié les protéines *OsNIP2;1* (*Lsi1*)⁴ et *Lsi2*⁵ transportrices de Si dans le riz. Les processus relatifs au transport de Si et d'As du milieu externe vers la stèle impliquent l'entrée de l'acide silicique et de l'arsénite au moyen de *Lsi1* et leur sortie vers la stèle, contrôlée par *Lsi2*. Qui plus est, *Lsi2* peut jouer un rôle plus important dans le contrôle de l'accumulation d'As dans les pousses et les grains de riz que *Lsi1*. Les baisses d'absorption d'As au moyen de Si peuvent être expliquées par l'inhibition concurrentielle entre Si et l'arsénite. Par conséquent, Guo et al. (33, 34) ont signalé que l'ajout de silicate inhibe l'accumulation d'As dans le riz quand l'arséniate est utilisé comme forme d'As; cependant, l'effet n'est pas dû à la concurrence directe entre Si et l'arséniate car ils ne partagent pas les mêmes transporteurs. Les observations peuvent maintenant être proprement expliquées par la participation de *Lsi2* dans l'absorption et la translocation de l'arsenic. L'arséniate absorbé par les racines du riz est rapidement réduit dans les cellules des racines en arsénite (24, 25), qui est transporté vers le xylème grâce au transporteur de sortie *Lsi2* et est soumis à l'inhibition concurrentielle de Si (28). Ainsi, le prétraitement à l'aide de Si peut inhiber la translocation d'As vers les pousses (33, 34). La voie efficace d'absorption de Si dans le riz permet par ailleurs le passage involontaire de l'arsénite, expliquant par conséquent pourquoi le riz est efficace à accumuler As.

Section 4 Toxicité et exposition liées à l'arsenic

27. L'évaluation des risques liés à l'arsenic inorganique dans les aliments a été menée à la soixante-douzième réunion du comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) et ses résultats ont été publiés dans la monographie en 2011 (35).

28. D'après l'évaluation du JECFA, la limite inférieure de la dose repère pour une incidence accrue de 0,5 pour cent de cancer pulmonaire ($BMDL_{0.5}$) a été déterminée au cours d'études épidémiologiques à 3,0 µg/kg pc d'arsenic inorganique par jour (2 à 7 µg/kg pc par jour sur la base de la fourchette de l'exposition alimentaire totale estimée) à partir d'une série d'hypothèses pour estimer l'exposition à l'arsenic inorganique contenu dans l'eau de boisson et les aliments.

29. Le JECFA a conclu que la grande majorité de l'exposition à l'arsenic inorganique a lieu au travers de l'eau souterraine naturellement contaminée – par le biais de l'eau de boisson, de l'eau utilisée pour la préparation des aliments, et de l'eau utilisée pour irriguer les cultures vivrières, notamment le riz. Le riz paddy peut aussi contenir des concentrations relativement élevées en arsenic pour des concentrations en arsenic faibles dans le sol en raison de la disponibilité élevée de l'arsenic dans les sols inondés. L'exposition alimentaire moyenne signalée pour l'arsenic inorganique aux États-Unis et dans divers pays européens et asiatiques variait entre 0,1 et 3,0 µg/kg pc par jour. La proportion de l'exposition à l'arsenic inorganique due à l'alimentation par rapport à l'eau augmente quand la concentration en arsenic inorganique dans l'eau diminue. À l'extrémité inférieure de la fourchette d'exposition, l'alimentation peut aussi être un contributeur important de l'exposition à l'arsenic inorganique. Dans certaines régions du monde où les concentrations en arsenic inorganique dans l'eau de boisson dépassent de 50 à 100 µg/l, certaines études épidémiologiques fournissent la preuve d'effets indésirables. Il y a d'autres régions où les concentrations en arsenic dans l'eau sont élevées (par exemple supérieures à la valeur indicative de l'OMS de 10 µg/l) mais sont inférieures à 50 µg/l. Dans ces conditions, il est possible que des effets indésirables se produisent suite à l'exposition à l'arsenic inorganique dans l'eau et l'alimentation, mais leur faible incidence les rend difficiles à détecter dans les études épidémiologiques.

30. Une étude récente en Chine montre que l'ingestion hebdomadaire d'arsenic inorganique est d'environ 4,95 µg / kg pc, et qu'environ 60 pour cent provient du riz (36).

⁴ *OsNIP2;1* (*Lsi1*) est un important transporteur d'entrée pour l'acide silicique dans le riz. Il est localisé dans le côté distal des membranes plasmiques des cellules exodermes et endodermes des racines du riz.

⁵ *Lsi2* est un support de sortie de l'acide silicique localisé du côté proximal des membranes plasmiques des mêmes cellules des racines de riz.

Section 5 Champ d'application du développement possible d'un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz

31. La Norme générale pour les contaminants et les toxines présents dans les produits de consommation humaine et animale (NGCTPHA) signale dans la section 1.3.1 du Préambule que:

- Les teneurs en contaminants dans l'alimentation humaine ou animale devront être aussi basses qu'il est raisonnablement possible par le biais des meilleures pratiques comme les bonnes pratiques agricoles (BPA) et les bonnes pratiques de fabrication (BPF) suivant une évaluation des risques appropriée;
- Afin de garantir que des mesures appropriées sont prises pour réduire la contamination des produits destinés à l'alimentation humaine ou animale, on établira un Code d'usages comprenant des mesures prises à la source, ainsi que des bonnes pratiques de fabrication et des bonnes pratiques agricoles axées sur le problème de contamination à résoudre;
- Le degré de contamination des produits destinés à l'alimentation humaine ou animale et l'efficacité des mesures prises pour réduire cette contamination seront évalués grâce à un suivi, des enquêtes et des programmes de recherche plus spécialisés, le cas échéant; et
- On adoptera une approche générale, en tenant compte de toutes les informations pertinentes disponibles, afin d'évaluer les risques et de formuler des recommandations et des mesures de contrôle.

32. Par conséquent, la concentration en arsenic dans le riz devrait être aussi basse qu'il est raisonnablement possible d'obtenir et un code d'usages correspondant devrait être développé conformément à la NGCTPHA. À sa soixante-douzième réunion, le JECFA a indiqué dans sa monographie sur l'arsenic que les stratégies générales de réduction de l'exposition humaine à l'arsenic liée aux aliments comprennent la réduction de l'ingestion d'arsenic due aux cultures vivrières et la réduction de la teneur en arsenic des aliments à l'aide de méthodes de transformation, de préparation ou de cuisson. A.A. Meharg et F.J. Zhao ont présenté des stratégies de production de riz à faible teneur en arsenic pour minimiser l'accumulation de l'arsenic. (2).

33. Ainsi, le champ d'application du développement possible d'un Code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination par l'arsenic dans le riz devrait englober les mesures suivantes qui tiennent compte des stratégies mentionnées et des faits scientifiques cités dans les sections précédentes:

- Mesures prises à la source;
- Pratiques agricoles (utilisation de matériaux agricoles, contrôle de l'eau d'irrigation et sélection des cultivars);
- Transformation et cuisson;
- Suivi de l'efficacité des mesures

Section 6 Mesures de prévention et de réduction

Section 6.1 Mesures prises à la source

34. Le principal objectif du Code d'usages pour les mesures prises à la source pour réduire la contamination chimique des aliments (CAC/RCP 49-2001) est de faire prendre davantage conscience des sources de contamination chimique des produits destinés à l'alimentation humaine ou animale, et des mesures prises à la source pour empêcher cette contamination. Le Code d'usages exige que les autorités nationales chargées du contrôle des denrées de consommation humaine et animale informent les autorités nationales et les organisations internationales des problèmes réels ou potentiels de contamination des aliments et les encourage à prendre les mesures préventives appropriées.

35. Le Code d'usages recommande que les autorités nationales et les organisations internationales compétentes soient informées des problèmes réels ou potentiels de contamination des aliments de consommation humaine et animale et encouragées à prendre les mesures préventives appropriées pour:

- contrôler les émissions de polluants par l'industrie, par ex., industries chimiques, d'extraction minière, métallurgiques et de fabrication du papier, et aussi celles provenant d'essais d'armement;
- contrôler les émissions dues à la production d'énergie (y compris les centrales nucléaires) et aux moyens de transport;
- contrôler l'évacuation des déchets domestiques et industriels, solides et liquides, y compris les décharges terrestres, l'évacuation des eaux d'égout et l'incinération des ordures municipales;
- contrôler la production, la vente, l'utilisation et l'évacuation de certaines substances rémanentes;
- si possible, remplacer les substances rémanentes toxiques par des produits plus acceptables du point de vue sanitaire et écologique; et
- établir la liste noire des zones concernées, à savoir, interdire la vente des denrées alimentaires de consommation humaine et animale provenant des zones polluées et déconseiller la consommation de tels aliments ou l'utilisation de tels aliments pour animaux, quand les terres agricoles sont fortement polluées par les émissions locales.

36. Dans le cas de l'arsenic, les sources comprennent les dépôts atmosphériques, l'eau d'irrigation (eau souterraine contaminée par As/eaux usées recyclées) et le sol contenant de l'arsenic d'origine géogène (les sols de cendres volcaniques). Si ces sources engendrent une élévation significative de l'arsenic dans le riz, des mesures doivent être prises. Les mesures ci-dessus peuvent généralement être utilisées comme mesures prises à la source pour réduire la contamination par l'arsenic dans le riz. Les mesures prises à la source y compris leur applicabilité à l'arsenic devraient être examinées par le CCCF pour déterminer:

- si les mesures sont techniquement et économiquement réalisables;
- si les concentrations d'arsenic dans les rizières proviennent d'une pollution ancienne ou permanente; et
- si des mesures spécifiques à l'arsenic devraient être développées.

Section 6.2 Mesures agricoles

37. L'arsenic est toxique non seulement pour les humains mais aussi pour les végétaux dont le riz. Un des exemples de la toxicité de l'arsenic pour les plants de riz est la maladie de « straight-head ». Des mesures agricoles diverses visant à réduire l'inhibition de la croissance due à la maladie de straighthead dans les rizières contaminées par l'arsenic ont été étudiées et elles fournissent une information pertinente pour la réduction de cas plus subtils de contamination par l'arsenic dans le riz.

- Effet de l'utilisation des matériaux agricoles⁶

38. Les matériaux agricoles sont appliqués aux champs en tant que sources de nutrition végétale et/ou d'amendement du sol. Certains matériaux sont efficaces pour réduire la concentration en arsenic dans le riz alors que d'autres matériaux favorisent l'absorption d'arsenic, engendrant des concentrations élevées en arsenic dans le riz. Le type de matériaux agricoles utilisés pour l'amendement du sol affecte la solubilité de l'arsenic, la spéciation de l'arsenic dans le sol, et l'absorption de l'arsenic par le plant de riz.

• Matériaux contenant du fer

39. Il a été largement signalé que les matériaux complémentaires contenant du fer suppriment efficacement la dissolution de l'arsenic contenu dans les solides du sol (37). Les trois mécanismes possibles de suppression comprennent la création d'un potentiel rédox élevé dans le sol (38); la sorption de l'arsenic sur/dans les matériaux contenant du fer (39); et la précipitation des composés arsenicaux de faible solubilité.

40. Tel que mentionné dans la figure 2 (diagramme d'Eh et de pH), le potentiel rédox des espèces de fer est relativement élevé par rapport à celui des espèces d'arsenic. Quand les matériaux contenant du fer comme les oxydes de fer sont appliqués dans les sols, la baisse d'Eh dans des conditions inondées est ralentie. Par conséquent, l'ajout de matériaux ferreux peut supprimer la réduction de l'arséniate en arsénite et la dissolution de l'arsenic des solides du sol (38).

41. Dans un deuxième temps, généralement, l'arséniate est fortement adsorbé par la plupart des constituants minéraux des sols, comme divers oxydes/hydroxydes de fer ou d'aluminium, les minéraux d'argile d'aluminosilicate et d'oxydes de manganèse, alors que l'arsénite présente une affinité limitée pour la plupart des minéraux du sol à l'exception des oxydes/hydroxydes de fer (40).

42. Les oxydes/hydroxydes de fer amorphes adsorbent des quantités plus grandes d'arséniate ou d'arsénite que leur homologues cristallins en raison de superficies spécifiques et de sites d'adsorption plus grands comme les groupes hydroxyles de fer (14). Dans un test à colonne abiotique de différents matériaux contenant du fer (41), l'adsorption maximale pour l'arsénite et l'arséniate étaient respectivement de 1,75 mol kg⁻¹ et 1,28 mol kg⁻¹ pour la ferrihydrite, 0,35 mol kg⁻¹ et 0,24 mol kg⁻¹ pour la goethite, et 0,11 mol kg⁻¹ et 0,08 mol kg⁻¹ pour l'hématite. Le tableau 1 indique que: 1) l'arséniate a été adsorbé plus largement et fortement sur la ferrihydrite, qui est amorphe, que la goethite et l'hématite, qui sont cristallines; 2) l'arsénite a été davantage adsorbée que l'arséniate sur tous les types d'oxydes/hydroxydes de fer, qu'ils soient cristallins ou amorphes; et 3) dans tous les cas, bien qu'adsorbé encore davantage, l'arsénite a désorbé plus facilement que l'arséniate.

43. Dans une expérience menée dans des rizières inondées, on a observé que l'application de FeCl₃·H₂O (25 mg Fe kg⁻¹ de sol) a nettement abaissé les niveaux d'arsenic hydrosoluble dans le sol et les concentrations d'arsenic dans le riz décortiqué (de 25 pour cent et 9,2 pour cent respectivement), et les plants contenant des suppléments de fer ont eu une croissance plus rapide que les plants cultivés dans des conditions ordinaires (42).

44. Tel que décrit dans le paragraphe 18, dans les tests d'incubation dans le sol sous des conditions inondées (anaérobies), la solubilité de l'arsenic augmente par suite de la réduction des oxydes/hydroxydes de fer et la réduction de l'arséniate. Cependant, des expériences en pots récentes au Japon ont révélé que l'utilisation de matériaux contenant du fer contenant aussi du soufre peut conduire à la formation d'orpiment (As₂S₃) et/ou d'arsénophrine (FeAsS) dans des conditions fortement réductives. Comme l'orpiment et l'arsénophrine sont peu solubles, l'utilisation d'amendements du sol contenant du fer et du soufre pour produire des composés arsenicaux insolubles peut réduire la disponibilité d'arsénite soluble dans l'eau interstitielle (données non publiées). Les recherches sur les effets des amendements du sol qui associent le fer et le soufre seront suivies d'expériences à grande échelle dans les rizières ou dans des aires de ciment dans le futur au Japon.

⁶ Dans le présent document, « matériaux agricoles » signifie les engrais tels que N, P, K y compris d'autres éléments et amendements du sol comme la chaux, y compris le compost, le fumier etc.

45. En résumé, les matériaux contenant du fer sont efficaces pour réduire la dissolution de l'arsenic dans les solides du sol et l'absorption d'arsenic par les plants de riz.
46. Dans une expérience sur des plants de riz en pots et des sols inondés, l'ajout de fer ionisé bivalent (Fe^{2+}) a favorisé la formation de la plaque d'oxyde de fer à la surface de la racine; diminué l'effet toxique de l'arsenic sur la croissance du riz; engendré une concentration en arsenic réduite dans le grain et la paille de riz; et augmenté le rendement en grains (29, 43). La quantité de plaque de fer extractible à l'oxalate d'ammonium est en corrélation négative avec les concentrations d'arsenic dans le grain et la paille de riz et positive avec les rendements en riz, bien que les corrélations ne soient pas significatives au niveau 0,01. Sur la base de ces observations, il a été déduit que la plaque d'oxyde de fer a adsorbé l'arsenic et diminué la contamination en arsenic dans le riz, mais aucune évaluation quantitative de l'importance de cet effet n'a été effectuée (tableau 2) (29).
47. Dans une expérience en pots, à l'aide d'eau contaminée par l'arsenic, l'ajout de 0,1 pour cent et 0,5 pour cent d'oxydes/hydroxydes de fer amorphes dans le sol a favorisé la formation de la plaque de fer à la surface des racines, augmenté la concentration en arsenic à la surface des racines, amélioré la croissance de la plante et diminué la concentration en arsenic dans les plants de riz (39).
48. Même si la plupart des documents scientifiques publiés indiquent que la supplémentation en fer supprime l'absorption d'As dans les plants de riz, il existe peu de documents scientifiques publiés qui suggèrent que la plaque de fer ne peut pas agir en tant que barrière entre les plants de riz et l'eau interstitielle (44, 45) et que cette plaque de fer peut être un puits d'arsenic pour absorption par les plants de riz (45, 46).
49. Par ailleurs, la plupart des matériaux agricoles contenant du fer disponibles dans le commerce contiennent des impuretés comme le silicate et le phosphate de calcium, et une grande partie des fumiers contiennent du phosphate et/ou du fer. Il est nécessaire de poursuivre des recherches afin d'évaluer si la présence de ces impuretés affecte l'arsenic dans la cinétique du sol, et vérifier si les plaques de fer peuvent, dans certaines conditions, agir comme réservoir d'arsenic pour absorption par le riz. Aussi, l'ajout de fer peut entraver la conformité aux règlements relatifs à la qualité de l'eau dans certaines régions, comme la Californie, États-Unis, qui peut affecter la capacité régionale à utiliser des compléments de fer.
- Phosphates**
50. Les phosphates diminuent considérablement l'adsorption d'arsénite et d'arséniate sur les oxydes/hydroxydes de fer dans le sol. Dans une étude sans l'aide de végétaux, la fraction d'arsenic lié à l'oxyde de fer amorphe a été considérablement réduite en présence de 100 $\mu\text{mol/L}$ de phosphate total au pH 4,0, à savoir, de plus de 95 pour cent à environ 80 pour cent dans le cas de l'arséniate et de 75 pour cent à des niveaux indétectables dans le cas de l'arsénite (14). De même, à la même concentration de phosphate, arséniate et arsénite, la sorption sur la goethite a baissé de 90 pour cent à environ 65 pour cent et 15 pour cent respectivement (14). L'effet du phosphate sur l'adsorption de l'arséniate était plus important avec un pH élevé qu'avec un pH faible, alors que la tendance inverse a été observée pour l'arsénite (14, 47). Les ajouts de phosphate favorisent la réduction de l'arsenic en arsénite dans des conditions anaérobies, probablement en raison de la désorption accrue de l'arséniate, qui a par la suite facilité le processus de réduction dans la solution de sol (19).
51. Dans une expérience avec des plants de riz en pots en sols inondés, l'ajout d'engrais au phosphate a engendré une augmentation de l'accumulation de l'arsenic dans le riz, probablement par suite de la désorption de la phase solide du sol. La quantité d'arsenic adsorbé sur la plaque d'oxyde de fer sur les racines de riz était aussi plus faible (21 pour cent en moyenne) en présence de phosphates ajoutés (0-50 mg d'équivalent phosphore/kg de sol). Par ailleurs, l'effet défavorable de l'arsenic sur le rendement en grains a été exacerbé par l'ajout des phosphates. Des doses plus élevées d'arsenic (15-30 mg d'équivalent d'arsenic/kg de sol) associé au phosphate (50 mg d'équivalent phosphore/kg de sol) ont entraîné une réduction maximale du rendement en grains, indiquant que dans cette expérience, le phosphate ajouté favorise la disponibilité de l'arsenic dans le plant et par conséquent inhibe la croissance du plant (voir tableau 2) (29).
52. On a aussi suggéré que le phosphate en faible quantité peut favoriser la formation de la plaque de fer, entraînant une séquestration plus grande de l'arséniate (48). L'effet global des phosphates (en tant qu'équilibre entre la formation de la plaque de fer et la désorption de l'arséniate par le phosphate) sur l'accumulation d'arsenic dans le grain de riz a besoin d'être analysé en plein champ dans des sols contenant différentes teneurs en phosphate.
53. D'autre part, les phosphates concurrenceront l'arséniate pour les transporteurs dans la membrane du plant. Le taux d'absorption d'arséniate par les plants de riz dans une solution d'incubation contenant 0,05 mmol/L d'arséniate a considérablement diminué ($P < 0,001$) avec la concentration croissante de phosphate dans la solution. Une entrée élevée d'arséniate de 171,2 nmol/(g de poids humide \cdot h) a été enregistrée en l'absence de phosphate dans la solution, qui a été réduite de 9 pour cent, 30 pour cent, 53 pour cent, 66 pour cent, 80 pour cent, et 88 pour cent avec l'ajout de 0,01, 0,025, 0,05, 0,1, 0,25, et 0,5 mmol/L de phosphate à la solution respectivement. Inversement, le taux d'absorption de l'arsénite était, dans les mêmes conditions expérimentales, indépendant de la concentration de phosphate (20).
54. Dans l'évaluation de l'impact global des phosphates sur l'arsenic dans le riz, il y a lieu de noter que l'arséniate sera vraisemblablement réduit en arsénite dans les conditions d'inondation, tel que décrit dans le paragraphe 15. Une fois que l'arséniate déplacé par le phosphate de la phase solide du sol est réduit en arsénite dans l'eau interstitielle, la suppression concurrentielle de l'absorption d'arsenic par le phosphate ne peut pas être envisagée vu que l'arsénite n'est pas absorbé sur les racines au moyen du transporteur de phosphate (2). En effet, une étude récente montre que la voie de transport du phosphate contribue peu à la

concentration en arsenic dans les plants de riz cultivés dans des sols inondés (22).

• Silicates

55. L'acide silicique est un ligand naturel des sols qui peut concurrencer l'adsorption d'arsenic, notamment l'arsénite. Dans une expérience, l'utilisation de silicates a augmenté la concentration en arsenic dans la solution de sol (49).

56. La présence de 1 mM d'acide silicique a diminué l'adsorption d'arsénite sur la goethite de 40 pour cent (50). L'ajout de gel SiO₂ modérément soluble dans un sol inondé a considérablement accru les concentrations d'arsénite et, dans une moindre mesure, d'arséniate dans la solution de sol (49).

57. D'autre part, tel que décrit dans le paragraphe 26, la disponibilité accrue des silicates diminue l'accumulation d'arsénite dans le riz en supprimant l'absorption d'arsénite par les transporteurs d'acide silicique/arsénite.

58. Au cours d'expériences hydroponiques (33), un important effet de suppression des silicates sur l'absorption d'arsenic par les plants de riz a été observé. L'application de silicates externes a diminué les concentrations d'arsenic dans les pousses et les racines de riz de façon significative. Par ailleurs, les silicates ont considérablement diminué la concentration en phosphore dans les pousses et l'absorption de phosphore par les pousses (33).

59. Une étude complémentaire a montré que l'ajout de silicates au pré-traitement ou solution d'absorption a considérablement diminué les concentrations en arsenic dans les pousses et les racines et les concentrations en phosphore dans les racines. Par conséquent, les silicates, à la fois internes et externes, suppriment l'absorption de l'arsenic et du phosphore. La cinétique de l'absorption de l'arsenic a montré que l'effet des silicates sur l'absorption de l'arsénite n'est pas dû à la concurrence directe avec l'arsenic pour les transporteurs (34). Il est vraisemblablement dû à l'effet des silicates sur la translocation de l'arsénite des racines vers les pousses, qui est facilitée par la protéine Lsi2.

60. Ces résultats ont été confirmés par des expériences en sol menées en Allemagne (51) et en Angleterre (49) sur des plants de riz en pots. L'utilisation de cinq types de sols contenant des niveaux d'As allant de 5,0 à 15,1 mg/kg (51) a montré qu'il y avait une relation positive étroite entre les concentrations en Fe et As dans la solution de sol, indiquant qu'une grande partie d'As provenait des oxydes de fer par le biais de la dissolution réductive. L'acide silicique indigène dans la solution de sol a supprimé l'absorption d'As (51). Les sols aux teneurs élevées en Si disponible pour les végétaux avaient une teneur relativement faible en As pour les végétaux.

61. Dans une autre expérience avec des plants de riz en pots (49), l'ajout de gel de silice (20 g de SiO₂ / kg de sol) dans le sol a diminué les concentrations en arsenic total dans la paille et le grain de 78 pour cent et 16 pour cent, respectivement. Dans certaines expériences, l'ajout de Si a diminué la concentration en arsenic inorganique dans le grain d'environ 59 pour cent mais a augmenté la concentration en DMA de 33 pour cent. Comme Lsi2 ne transporte pas MMA ou DMA (49), il n'y a pas d'effet de concurrence de l'acide silicique sur l'accumulation de MMA ou DMA dans les pousses de riz, contrairement à l'arsénite.

62. Par conséquent, l'application d'engrais à base de Si aux cultures rizicoles peut être un moyen efficace de réduire le problème du transfert excessif d'As du sol des rizières dans le grain de riz. Cependant, les essais en plein champ sont toujours insuffisants concernant les effets des engrais à base de Si sur l'accumulation d'As.

• Matériaux organiques⁷

63. La matière organique dissoute peut concurrencer l'arsenic aux sites d'adsorption des surfaces minérales, diminuant ainsi l'adsorption d'arséniate et d'arsénite et favorisant la libération d'arsenic dans l'eau interstitielle (5, 52). L'apport de matière organique y compris les boues liquides de biogaz et les grains secs de distillerie augmente de façon significative la libération d'arsénite dans le sol des rizières, et favorise l'accumulation d'arsenic total dans les plants de riz (53, 54).

64. D'autre part, les matières organiques stables peuvent aussi servir d'agents liants, réduisant ainsi la mobilité de l'arsenic. Le sol inondé des rizières contient généralement des quantités significatives de matière organique stable, dues aux conditions anaérobies de sol qui limitent la dégradation des matières organiques (55). Les substances humiques et autres matériaux organiques stables ont généralement une affinité avec l'arsenic, par suite des réactions d'échange des ligands avec les groupes fonctionnels COOH et phénol/catéchol OH. Des études récentes fournissent la preuve directe de la capacité de l'arsenic à s'associer aux substances humiques (As-SH) (56, 57).

65. Les espèces méthylées de l'arsenic représentent généralement de 10 pour cent à 90 pour cent de l'arsenic total dans le sol ou la rhizosphère (54, 58). L'ajout de matière organique stimule la croissance des microbes indigènes divers, y compris les méthylateurs de l'arsenic qui facilitent la méthylation de l'arsenic et la volatilisation à partir du sol, et la capacité de volatilisation varie avec le type de matière organique (54, 59, 60). L'application de boues liquides de biogaz et de grains secs de distillerie au sol des rizières a aussi engendré la méthylation accrue de l'arsenic dans le sol des rizières, et l'accumulation accrue des espèces méthylées de l'arsenic dans les plants et les grains de riz (53, 54). Les espèces méthylées de l'arsenic étaient plus aptes au transport des pousses et racines vers les grains que l'arsenic inorganique (54, 61).

⁷ Dans le présent document, le terme « matériaux organiques » signifie les engrais ou composts dérivés des animaux, des fumiers, des végétaux ou autres comme les boues (biosolides, biosolides d'épuration, ou biosolides dérivés des eaux usées).

66. En résumé, l'application de matière organique dans un sol à forte teneur en As devrait être pratiquée avec prudence. Par exemple, le stade de la floraison est critique, car l'absorption d'arsenic à ce stade influence directement le transport d'arsenic dans le grain (61, 62). Par conséquent, l'application de matière organique à ce stade devrait être évitée, car l'As adsorbé sur la plaque de fer peut être libéré suite à l'ajout de la matière organique et devenir disponible pour la méthylation, absorption et translocation dans le grain à ce stade critique de la croissance quant à l'As contenu dans le grain de riz (46, 61, 62).

67. Par ailleurs, l'application à la terre du fumier provenant du bétail nourri avec des produits contenant de l'arsenic peut contribuer à la présence d'arsenic dans les rizières malgré le manque de preuve directe de la contamination des rizières par Roxarsone (63, 64).

• Résumé sur l'application des matériaux agricoles

68. Les amendements du sol à base de fer, qui sont généralement peu coûteux, peuvent réduire la concentration en arsenic dans l'eau interstitielle suite à leur capacité à adsorber sur l'arsenic. Quand les silicates sont insuffisants dans le sol des rizières, l'ajout de silicates peut réduire la concentration en arsenic dans le riz en raison de la concurrence entre les silicates et l'arsénite.

69. Il y a peu d'expériences dans les rizières, par conséquent, les mesures de contrôle fondées sur les expériences de laboratoire devraient être testées dans chaque région.

- Effet du contrôle de l'eau d'irrigation

70. La riziculture pratiquée par "voie aérobie" réduit la solubilité de l'arsenic et, par conséquent, diminue la biodisponibilité de l'arsenic dans les plants de riz. Les concentrations d'arsenic dans les différents tissus du riz sont nettement plus basses dans les conditions aérobies que dans les conditions anaérobies, et les concentrations d'arsenic dans le plant de riz progressent de la paille vers l'enveloppe et ensuite vers le grain de riz (65).

71. Le pourcentage d'arsenic inorganique dans les grains de riz est différent dans les conditions aérobies et anaérobies. Sur la base d'une étude, le grain de riz obtenu dans des conditions anaérobies contient un pourcentage plus faible d'arsenic inorganique que l'arsenic total. Cependant, la concentration en arsenic inorganique dans le riz cultivé par voie anaérobie était de 2,6 à 2,9 fois plus élevée que dans le riz cultivé par voie aérobie (65).

72. Le drainage partiel des champs, soit périodiquement soit pendant toute la croissance du riz (42), et la pratique de culture du riz en plates-bandes surélevées (66) ont été utilisés pour réduire la toxicité de l'arsenic dans le plant de riz, et ces pratiques réduisent aussi les concentrations d'arsenic dans le grain et la paille de riz (tableau 3). Avec la pratique du mouillage et séchage alternés (AWD) qui constitue une sorte de drainage partiel des champs, l'eau d'irrigation est appliquée pour obtenir des conditions inondées plusieurs jours après la disparition de l'eau de retenue (67). Bien que l'effet de l'adoption du cycle AWD sur l'absorption d'arsenic par le riz n'ait pas été testé dans des conditions réelles, une récente étude de plein champ a montré que la concentration en arsenic dans le grain de riz dans les rizières inondées par intermittence est de 41 pour cent plus basse que dans les rizières inondées de façon continue (68).

73. Le rendement en riz cultivé dans des conditions aérobies tend à être plus faible que celui du riz cultivé dans des conditions inondées, probablement en raison de la détérioration des plants par les pathogènes et les nématodes, et la biodisponibilité des nutriments comme le phosphore (69). Il est potentiellement possible que le riz cultivé en plates-bandes surélevées et/ou dans des conditions aérobies dans certaines circonstances agricoles produise des rendements plus faibles et augmente de façon significative la probabilité et la sévérité de certaines maladies, notamment la sidération du riz (67, 70, 71).

74. Pour le côté positif, des efforts sont actuellement déployés pour l'élaboration de méthodes de production du riz par « voie aérobie » car la disponibilité de l'eau devient physiquement et économiquement limitée dans certaines régions rizicoles (72). Par ailleurs, les conditions aérobies contrôlées par le drainage partiel des champs affectent beaucoup moins le rendement en riz que si le riz est cultivé dans un sol fortement contaminé par l'arsenic selon les pratiques d'inondation conventionnelles (tableau 3).

75. La culture du riz paddy dans des conditions de drainage partiel est une bonne pratique pour diminuer l'accumulation d'arsenic sans altérer les rendements en riz quand le sol des rizières est fortement contaminé par l'arsenic. La question est de savoir quand et pendant combien de temps les agriculteurs devront maintenir les « conditions aérobies » dans la période culturale du riz. Des documents récents fournissent l'information sur les pratiques de drainage partiel (tableau 4). Une étude a montré que le drainage de l'eau après la floraison diminue les concentrations en arsenic dans les grains et les enveloppes de riz par rapport à l'inondation continue et que l'inondation après la floraison augmente les concentrations en arsenic dans les tissus du riz par rapport au traitement aérobie. Il en ressort que l'arsenic dans le grain et l'enveloppe de riz est dérivé à la fois de l'absorption avant et après la floraison (49). Une autre étude a conclu que si le sol de la rizière est submergé depuis trois semaines avant l'épiaison (émergence des panicules du riz) jusqu'à trois semaines après l'épiaison, le potentiel rédox (Eh) diminue dans le sol de la rizière, et par conséquent, accroît nettement les concentrations d'arsenic dans le grain de riz, alors que pendant la période entre le piquage et jusqu'à 3 semaines avant l'épiaison, le Eh plus faible dans le sol n'affecte pas l'accumulation dans le grain de riz (73).

76. L'étude menée par Arao et al. laisse entendre qu'il est important que les agriculteurs maintiennent le sol de la rizière en conditions oxydatives depuis plusieurs semaines avant l'épiaison/la floraison) jusqu'à plusieurs semaines après l'épiaison/la

floraison⁸ en contrôlant les niveaux d'eau dans la rizière. La submersion du sol après l'épiaison/la floraison devrait être évitée vu que la diminution d'Eh dans le sol après l'épiaison/la floraison augmente les concentrations en arsenic inorganique dans le grain de riz (tableau 4) (73).

77. Les documents publiés (49, 65, 73) sur le contrôle de l'absorption d'As au moyen du contrôle de l'inondation sont pour la plupart fondés sur l'absorption d'arsenic par des plants de riz cultivés en pots dans des serres, à l'exception de quelques rapports (42, 66). Les données manquent sur l'absorption d'arsenic par le riz cultivé dans des conditions naturelles. Une étude de la culture du riz en rizières et en aires de ciment est actuellement en cours dans plusieurs endroits au Japon pour évaluer les effets du contrôle de l'eau d'irrigation pendant les périodes avant/après l'épiaison/la floraison du riz. Cependant, les données disponibles sous-entendent que le contrôle des niveaux d'eau pendant la période d'épiaison/de floraison dans les rizières est une méthode agricole pratique pour contrôler le potentiel rédox (Eh) dans le sol des rizières.

78. Un effet négatif potentiel de la pratique culturale par voie aérobie pour limiter l'absorption d'As est l'augmentation de l'absorption de cadmium. Les écrits scientifiques (73, 75) indiquent que l'inondation des rizières est efficace pour réduire les concentrations en cadmium dans le grain de riz, alors que les conditions aérobies dans le sol engendrent la mobilisation accrue de cadmium et l'absorption accrue de cadmium dans le riz. Quand les rizières restent inondées pendant la période allant de 15 jours avant l'épiaison/la floraison à 25 jours après l'épiaison, la concentration de cadmium dans le riz brun diminue (76). Ces résultats sous-entendent qu'il risque d'être difficile de réduire les concentrations en arsenic et en cadmium dans le grain de riz simultanément au moyen des mesures de contrôle de l'eau seulement. Au Japon, une nouvelle étude sera entreprise sous peu pour examiner si la concentration en arsenic et en cadmium dans les grains de riz peut être simultanément réduite en contrôlant l'eau d'irrigation et en utilisant un cultivar de riz dont l'absorption de cadmium est faible (77), ainsi que des matériaux agricoles.

- Effet de la sélection des variétés

79. L'arsenic dans les plants de riz est également sous le contrôle génétique. Il a été signalé dans un premier temps en 2008 que plusieurs locus de caractère quantitatifs (QTL) sont liés à l'arsenic dans le riz (78). Un certain nombre d'études sur le terrain récentes a signalé une variation génétique substantielle dans le grain pour la concentration en arsenic total, ainsi que la concentration en espèces d'arsenic (79-86) (tableau 5).

80. Les expériences sur le terrain menées dans deux sites au Bangladesh (Faridpur et Sonargaon) ont affiché une variation de facteur 4 à 4,6 pour l'arsenic total dans le grain (0,16~0,74 mg kg⁻¹ à Faridpur, 0,07~0,28 mg kg⁻¹ à Sonargaon) parmi 76 cultivars composés de variétés locales et de parents des populations d'application permanente. Bien que les deux sites de terrain contiennent des niveaux différents de contamination par l'arsenic, des différences considérablement significatives entre les cultivars ont été détectées et une corrélation importante ($r = 0,802$) dans le grain d'arsenic de 76 cultivars a été observée, indiquant des différences génétiques stables pour l'accumulation de l'arsenic (80). Étant donné la concentration en arsenic total dans les échantillons de grain entier, les variétés locales au son rouge contenaient des niveaux d'arsenic plus élevés que ceux au son brun. Les concentrations en arsenic les plus élevées dans le riz de son rouge ne provenaient pas exclusivement des niveaux plus élevés d'As dans l'enveloppe de son, vu que le même pourcentage d'arsenic dans le grain a été éliminé pendant le polissage de tous les cultivars. Par ailleurs, les résultats de la spéciation de l'arsenic ont indiqué qu'il y avait une différence importante dans le pourcentage de l'arsenic inorganique entre les sous-groupes des cultivars de riz et un sous-groupe important liée à l'interaction entre les sites de terrain. La contribution de la variation génétique au pourcentage d'arsenic inorganique dans les grains de riz a été identifiée (80).

81. Une étude récente a été effectuée sur une période de trois ans (2004, 2005, et 2007) sur la variation génétique dans 25 cultivars de riz. L'étude a été menée dans un seul site à Stuttgart, Arkansas, États-Unis, dans une rizière contenant des concentrations en arsenic modérée dans des conditions d'inondation continue (83). Les concentrations en arsenic total et en espèces d'arsenic dans le grain ont largement varié entre les différents cultivars. La concentration et la spéciation de l'arsenic dépendaient essentiellement du génotype, qui a compté pour environ 70 pour cent de la variation de l'arsenic total dans le grain. Cependant, il y avait aussi des contributions importantes du génotype par année (17,1 pour cent) et des effets par année (variation entre les années) (3,5 pour cent), qui ont vraisemblablement été affectées par les différences annuelles des conditions environnementales comme la température et les caractéristiques locales du sol (83).

82. Dans une étude portant sur dix cultivars de riz cultivés au Japon lors d'expériences en pots dans un sol à forte teneur en arsenic et dans des essais en plein champ dans un sol à faible teneur en arsenic, la variabilité de l'arsenic dans le grain, total et inorganique et de l'acide diméthylarsinique entre les cultivars était statistiquement significative, et la variabilité de l'arsenic inorganique était inférieure à celle de l'arsenic total (86). On a analysé la diversité génétique relative à l'accumulation et à la spéciation de l'As dans les grains de riz à l'aide d'une core collection de riz mondiale (WRC) composée de 58 numéros cultivés sur une période de trois ans, et une différence de l'ordre du simple au triple pour la concentration d'arsenic dans le grain a été identifiée entre le cultivar WCR le plus faiblement et le plus fortement contaminé. Les concentrations d'As total, As inorganique, et DMA ont

⁸ L'épiaison est le moment où la panicule commence son exsertion de la gaine. L'épiaison peut durer jusqu'à dix à 14 jours. La floraison commence généralement avec l'exsertion de la panicule ou le jour suivant. Par conséquent, la floraison est considérée comme synonyme d'épiaison (74). Dans l'étude d'Arao, l'épiaison avait duré environ une semaine, mais la différence ne produit aucun impact sur les concentrations en As et en Cd dans le riz. La différence entre l'épiaison et la floraison dans le riz est immatérielle à l'usage concernant le contrôle de l'eau d'irrigation dans les rizières au Japon.

été affectées de façon significative par les effets du génotype, de l'année, et de l'interaction entre le génotype et l'année. Parmi les numéros WRC, le Basmati local et Tima (type indica) ont été identifiés comme cultivars contenant des concentrations en arsenic total et en arsenic inorganique stables les plus faibles (87). Cependant, les cultivars cultivés en pots dans un sol à forte teneur en arsenic contenaient des concentrations d'arsenic dans le grain beaucoup plus élevées que les mêmes cultivars cultivés dans une rizière au sol à faible teneur en arsenic.

83. Récemment, Norton et al. (2012) (82) ont publié une étude menée sur six sites de terrain (un au Bangladesh, un en Chine, deux en Arkansas, États-Unis, et deux au Texas, États-Unis) qui compare les traitements inondés et non inondés pour 312 cultivars de riz ordinaire génétiquement différents. Ils ont signalé une fourchette allant du facteur trois à 34 pour la contamination par l'arsenic total dans le grain dans chaque rizière avec des différences significatives pour l'arsenic dans le grain pour les quatre principales sous-populations de riz. Les variations génétiques de l'arsenic dans le grain aux différents sites étaient importantes, et sont comparables à celles relevées dans beaucoup d'autres études (79, 80, 83, 84). Ces études indiquent que les cultivars ayant une concentration en arsenic faible dans le grain pouvaient être développés par sélection, bien que les effets de l'année, du lieu et de la gestion de l'inondation soient aussi statistiquement importants, suggérant que les stratégies de sélection doivent tenir compte des facteurs environnementaux (82).

84. D'autre part, une autre étude menée par Norton et al. (79), qui a comparé davantage de cultivars dans un contexte environnemental plus vaste dans trois pays (deux sites de terrain par pays, au Bangladesh (76 cultivars), en Inde (89 cultivars) et en Chine (84 cultivars), a montré que la variation génétique de la concentration d'As dans le grain était stable dans les deux sites à la fois au Bangladesh et en Inde, mais pas dans les deux sites chinois. La différence de variation génétique pour la concentration d'As dans le grain peut être due à des sources similaires de contamination par l'arsenic entre les deux sites en Inde et au Bangladesh, mais à des sources différentes dans les sites chinois.

85. Dans cette même étude, un sous-groupe de 13 cultivars cultivés dans chacun des six sites de terrain a été également utilisé pour évaluer la contribution du génotype, de l'environnement et de l'interaction entre le génotype et l'environnement à l'As du grain. Les résultats ont indiqué que le facteur le plus grand pour la détermination des niveaux d'arsenic dans le grain était l'environnement (les sites de terrain), suivi de l'interaction entre le génotype et l'environnement, et du génotype (79).

86. Considérant le fait que non seulement la source de contamination par l'arsenic, mais aussi les pratiques de gestion du sol et autres propriétés du sol comme les conditions de base de l'arsenic peuvent entraîner une variation de l'arsenic dans le grain, il n'est pas surprenant que les génotypes différents se soient comportés différemment sur les différents sites de terrain. Comme dans les résultats de Norton et al. (80), le génotype a eu un effet significatif sur le pourcentage de l'arsenic inorganique, mais l'influence de l'environnement a été plus marquante (79). Ces résultats soulignent l'importance de l'impact environnemental sur l'arsenic total et sa spéciation dans le grain de riz.

87. Par ailleurs, Tuli et al. (2010) (84) ont étudié l'effet environnemental sur l'arsenic dans le grain dans des essais sur le terrain de 90 cultivars dans trois sites dans le Bengale occidental en Inde. Bien que les niveaux d'arsenic total dans les sols des trois sites aient été similaires à environ 10 mg/kg, les niveaux d'arsenic total dans le grain dans les 90 variétés de riz ont varié de 0,079 à 2,70 mg/kg. L'arsenic inorganique dans le grain variait aussi largement entre les cultivars. Ahmed et al. (2011) (85) ont aussi analysé l'effet du génotype, de l'environnement et de l'interaction entre le génotype et l'environnement sur 38 cultivars bangladais cultivés dans 10 stations de recherche dans diverses zones agro-écologiques du Bangladesh. L'environnement comptait pour 69 pour cent à 80 pour cent de la variabilité observée pour la concentration de l'arsenic total dans le grain, alors que le génotype et l'interaction entre le génotype et l'environnement ne comptait que pour 9 pour cent à 10 pour cent et 10 pour cent à 21 pour cent de la variation, respectivement.

88. Il y a une relation possible entre la période de la floraison⁹ et les concentrations en As dans le grain, mais elle peut ne pas être cohérente dans tous les sites de terrain (et les années) (82). Pillai et al. (83) ont signalé une corrélation positive significative entre la concentration en DMA dans le grain et le nombre de jours avant l'épiaison⁹. Il y avait aussi une forte corrélation positive entre la concentration en arsenic inorganique dans le grain et le nombre de jours avant l'épiaison dans une saison. Des études supplémentaires mettant en corrélation la période de la floraison et la période de l'épiaison avec la concentration en arsenic dans le grain sont nécessaires afin d'expliquer ces mécanismes.

89. Qui plus est, l'arsenic inorganique présente une forte corrélation avec l'arsenic total dans un sous-groupe de 40 cultivars cultivés au Bangladesh et en Chine (82), indiquant que l'arsenic inorganique peut être utilisé en tant que marqueur de l'arsenic total dans le grain de riz, cependant la pente de régression peut varier de région en région.

90. En résumé, ces résultats indiquent qu'il y a une vaste diversité génétique des concentrations d'As dans le grain de riz et que la sélection des cultivars qui accumulent moins d'As dans le grain est l'une des méthodes prometteuses de réduction de l'As. Outre les études qui comparent les différents cultivars, les méthodes QTL peuvent être utiles pour le développement de nouveaux

⁹ L'épiaison est le moment où la panicule commence son exsertion de la gaine. L'épiaison peut durer jusqu'à dix à 14 jours selon les variations entre les sarcleuses sur le même plant ou entre les plants dans la rizière. Agronomiquement, la date d'épiaison est définie par le moment où 50 pour cent des panicules ont au moins partiellement fait leur exsertion de la gaine. La floraison renvoie aux étapes entre l'ouverture et la clôture de l'épillet (fleuron) et dure d'une heure à deux heures et demie. La floraison commence généralement avec l'exsertion de la panicule ou le jour suivant et est par conséquent considérée comme synonyme d'épiaison (74).

cultivars à faible accumulation d'arsenic par le biais de la sélection à l'aide de marqueur. Cependant, d'autres facteurs comme l'environnement, le lieu, la gestion de l'inondation, et l'interaction entre le génotype et l'environnement peuvent influencer de façon significative l'accumulation d'arsenic dans le grain. Par conséquent, la sélection de caractères à arsenic faible doit tenir compte des facteurs environnementaux et les cultivars obtenus doivent être largement testés sous différentes conditions agronomiques pour identifier les conditions optimales dans lesquelles une faible concentration en arsenic dans le grain peut être obtenue.

Section 6.3 Mesures relatives à la transformation et à la cuisson

- Effet de la transformation

91. Plusieurs études indiquent que l'arsenic dans le riz peut être réduit en polissant (broyant) le riz brun. Torres-Escribano et al. (88) ont trouvé une concentration en arsenic inorganique plus élevée dans le riz brun que dans le riz blanc, ce qui pourrait indiquer que la part d'arsenic est attachée aux composantes du son. Narukawa et al. (89) ont préparé des farines de riz à partir des matériaux de la série suivante, 100 pour cent de riz brun, 90 pour cent (90 pour cent du grain restant, 10 pour cent des couches externes usinées), 70 pour cent (30 pour cent usiné), et 50 pour cent (50 pour cent usiné), et ont ensuite analysé l'arsenic total, inorganique et organique dans chaque farine et l'arsenic total dans le son (10 pour cent des couches externes usinées dans le riz brun). Les résultats ont montré que les concentrations en arsenic total d'arsenic total et en arsenic inorganique les plus élevées provenaient de la farine de riz brun non poli et les concentrations en arsenic total et en arsenic inorganique dans les trois autres farines diminuaient avec l'augmentation du degré de polissage. La concentration en arsenic total dans le son était beaucoup plus élevée que celle dans la farine de riz brun (tableau 6). Cependant, les quantités relatives de chaque espèce d'arsenic dans les différentes fractions n'étaient pas différentes. Par conséquent, le polissage du riz brun pour obtenir du riz blanc peut entraîner une diminution substantielle de la concentration en arsenic total et inorganique.

92. Des résultats similaires ont été signalés par le laboratoire CFSA en Chine (tableau 7) (90). La teneur en arsenic total d'un groupe d'échantillons de riz non poli provenant de différentes régions variait entre 83 et 739 ng g⁻¹ (moyenne = 255 ng g⁻¹), alors que la teneur en arsenic total d'un groupe d'échantillons de riz poli variait entre 33 et 437 ng g⁻¹ (moyenne = 143 ng g⁻¹). La concentration en arsenic inorganique dans les échantillons de riz non poli variait entre 71 et 567 ng g⁻¹ (moyenne = 209 ng g⁻¹), alors que la concentration en arsenic inorganique dans les échantillons de riz poli variait entre 28 et 217 ng g⁻¹ (moyenne = 108 ng g⁻¹). DMA variait entre une valeur inférieure à la limite de détection et 156 ng g⁻¹ dans le riz non poli et entre une valeur inférieure à la limite de détection et 128 ng g⁻¹ dans le riz poli. Tous les échantillons contenaient du MMA en quantité inférieure à la limite de détection à l'exception d'un échantillon de riz poli provenant de Jiangxi, en Chine, avec une concentration en MMA de 17 ng g⁻¹.

93. Cependant, la réduction de l'arsenic total dans le riz poli par rapport au riz non poli est principalement due à la diminution de l'arsenic inorganique. Le pourcentage d'arsenic inorganique était plus élevé dans le riz non poli que dans le riz poli, comme Meharg et al. l'a signalé (91). Le pourcentage de DMA était plus élevé dans le riz poli que dans le riz non poli alors que les récupérations dans le riz non poli et le riz poli étaient proches l'une de l'autre. La baisse de l'arsenic inorganique dans le riz poli était généralement plus importante que celle de l'arsenic organique.

- Effet de la cuisson

94. Un certain nombre d'études s'est concentré sur la façon dont la cuisson du riz dans une eau contaminée affecte les teneurs en arsenic dans le riz cuit. Dans une étude (88), le procédé de cuisson a reproduit un des procédés généralement adopté dans les ménages espagnols: cuire le riz dans l'eau en proportion initiale d'un volume de riz pour quatre volumes d'eau jusqu'à ce que tout le liquide soit évaporé. L'eau de cuisson a été dopée de diverses concentrations d'arséniate allant de 0,1 à 1 mg/L pour reproduire les concentrations d'arsenic qui pourraient se trouver dans l'eau des régions où l'arsenic est endémique. Après la cuisson, la concentration en arsenic inorganique variait dans les échantillons de riz analysé entre 0,428 µg g⁻¹ de matière sèche (0,1 µg mL⁻¹ dans l'eau de cuisson) et 3,89 µg g⁻¹ de matière sèche (1,0 µg mL⁻¹ dans l'eau de cuisson) avec une rétention moyenne par le riz de 89±13% de l'arsenic provenant de l'eau de cuisson. Des résultats similaires ont également été enregistrés par Ackerman et al. (92), qui ont observé une rétention d'arsenic de 89 à 105 pour cent dans l'eau cuisson qui était utilisée dans la proportion riz:eau de 1:1 à 1:4. On a observé que quand l'eau de cuisson est contaminée par l'arsenic, la concentration à la fois de l'arsenic total et de l'arsenic inorganique augmente dans le riz cuit (93). Par ailleurs, on a observé que la cuisson du riz dans l'eau contaminée par l'arsenic pouvait augmenter la concentration en arsenic de 0,14 mg/kg à 0,37 mg/kg (94, 95). Alors que les études mentionnées précédemment sont principalement axées sur la rétention de l'arsenic par le riz liée à l'eau contaminée, d'autres recherches ont analysé les effets de la cuisson du riz dans de l'eau non contaminée. Sengupta et al. (2006) (96) ont analysé les trois principaux procédés de cuisson du riz mondialement utilisés. Avec une eau faiblement contaminée par l'arsenic (arsenic < 0,003 mg/L), la méthode traditionnelle pratiquée dans le sous-continent indien (rincer jusqu'à obtention d'une eau claire, cuire le riz dans une proportion riz:eau de 1:6; jeter l'excédent d'eau) a éliminé jusqu'à 57 pour cent de l'arsenic du riz non cuit contenant de l'arsenic en concentration de 0,20 à 0,54 mg/kg. Environ la moitié de l'arsenic qui a été éliminé était associé à l'eau de rinçage et l'autre moitié était présente dans l'excédent d'eau rejeté. Avec une eau à faible teneur en arsenic, la méthode contemporaine de cuire le riz non lavé dans une proportion riz:eau de 1:1,5-2,0 jusqu'à ce qu'il ne reste plus d'eau n'a pas modifié la teneur en arsenic. Cependant, le rinçage préliminaire jusqu'à obtention d'une eau claire a éliminé 28 pour cent de l'arsenic du riz. Les résultats n'ont pas été influencés par la source d'eau (puits tubé, puits creusé, bassin ou pluie), ni le récipient de cuisson (aluminium, acier, verre ou terre), ni le poids absolu du riz ou le volume d'eau.

95. Raab et al. (97) ont effectué l'analyse systématique de l'arsenic total et de l'arsenic inorganique dans différents types de riz, à savoir deux variétés de basmati, une de riz complet et une de riz poli d'origine indienne, qui avaient été soumis à diverses formes de cuisson dans une eau non contaminée. Les effets du rinçage, de la cuisson en faible volume d'eau (proportion riz:eau de 1:2,5) et en grand volume d'eau (proportion riz:eau de 1:6), ainsi que la cuisson à la vapeur, ont été étudiés. Le rinçage a été efficace

pour l'élimination d'environ 10 pour cent de l'arsenic total et inorganique dans le riz basmati, mais moins efficace pour les autres types de riz. La cuisson du riz dans un grand volume d'eau (proportion eau:riz de 6:1) a produit les effets les plus marqués sur la diminution des niveaux d'arsenic dans le riz cuit. Spécifiquement, elle a préférentiellement réduit la teneur en arsenic inorganique de 45 pour cent par rapport à celle contenue dans le riz non cuit, lorsqu'associée avec le rinçage. Cette étude indique que le rinçage et un grand volume d'eau de cuisson non contaminée sont efficaces pour réduire la teneur en arsenic dans le riz cuit, notamment la composante inorganique. Par contre, il est important de noter que dans certains pays, le riz est enrichi et que le rinçage peut éliminer les nutriments prévus pour l'enrichissement.

96. En résumé, les méthodes de cuisson et de préparation peuvent réduire les niveaux d'arsenic dans les aliments. Il est important d'utiliser de l'eau contenant de faibles niveaux d'arsenic pour cuire et rincer le riz (ou préparer les aliments d'une façon générale). Le rinçage et l'utilisation d'un grand volume d'eau de cuisson à faible niveau d'arsenic sont efficaces pour réduire la teneur en arsenic dans le riz cuit, si l'excédent d'eau est jeté. Si l'eau de cuisson est contaminée par l'arsenic, l'adsorption sur l'aliment peut se produire, et entraîner des niveaux d'arsenic plus élevés. La cuisson du riz dans l'eau contaminée par l'arsenic peut en réalité contribuer encore davantage à l'exposition alimentaire à l'arsenic total due au riz que celle qui est liée à l'arsenic présent dans le riz même. Des recherches supplémentaires sont probablement nécessaires pour déterminer si et comment les différents procédés de cuisson affectent l'arsenic total et les espèces d'arsenic dans le riz.

Section 7 Suivi de l'efficacité des mesures

97. Les mesures de réduction de l'arsenic dans le riz ne devraient pas seulement être sélectionnées sur la base des preuves scientifiques tenant compte d'autres facteurs légitimes¹⁰ mais être aussi contrôlées à l'aide de moyens appropriés pour examiner leur efficacité. Il y a plusieurs moyens de contrôler leur efficacité selon les caractéristiques propres à chaque mesure. Comme les mesures examinées dans le présent document de discussion sont classées en trois types, à savoir les mesures prises à la source, les mesures agricoles et les mesures relatives à la transformation et à la cuisson, les moyens de contrôler l'efficacité sont caractérisés comme suit:

- Pour les mesures prises à la source

98. Comme mentionné au paragraphe 34, les autorités chargées du contrôle des aliments de consommation humaine et animale devraient informer les autorités nationales compétentes des problèmes réels ou potentiels de contamination et d'alimentation et les encourager à prendre les mesures préventives appropriées, notamment les mesures visant les sources anthropiques. Comme les mesures prises à la source engendreraient entraîneraient une diminution des niveaux de contamination à long terme, les autorités de contrôle des aliments de consommation humaine et animale devraient surveiller de façon continue les mesures telles que les limites de restriction d'émission d'arsenic dans l'environnement et les résultats du suivi des niveaux d'arsenic présent dans l'environnement.

99. Si la contamination des terres agricoles est limitée dans les petites zones soumises à la pollution industrielle, il est possible de prendre des contre-mesures telles que l'amendement ou la remédiation du sol¹¹. Dans ce cas, une bonne pratique est de contrôler la concentration en arsenic dans le sol avant et après les contre-mesures. D'autre part, si les terres agricoles et les eaux souterraines sont largement contaminées par une source naturelle, une source diffuse ou des activités antérieures, le contrôle à grande échelle des concentrations d'arsenic dans l'eau du sol ou d'irrigation est nécessaire.

- Pour les mesures agricoles

100. L'introduction de mesures agricoles pour réduire la contamination par l'arsenic dans le riz est généralement plus pratique et réalisable, notamment dans les régions contaminées par des sources naturelles. Les mesures agricoles devraient être examinées pour leur efficacité dans les rizières des régions. Généralement, il faut beaucoup de temps avant que les nouvelles méthodes agricoles soient largement adoptées par les riziculteurs. Par conséquent, il est important d'informer les agriculteurs sur le besoin de prendre des mesures pour réduire l'arsenic dans le riz et sur l'efficacité des mesures recommandées.

101. Une fois que les mesures agricoles sont largement adoptées par les riziculteurs, le niveau d'arsenic dans le riz devrait baisser. L'efficacité des mesures agricoles devrait être contrôlée par des données d'occurrence de l'arsenic dans le grain de riz.

102. Afin d'examiner la capacité de chaque mesure agricole à réduire la contamination par l'arsenic dans le riz, la modification des conditions expérimentales dans les essais de terrain peut fournir des informations utiles pour déterminer si une mesure doit être adoptée comme bonne pratique agricole. Cependant, de grandes incertitudes existent quant au degré auquel les riziculteurs mettront en œuvre ces mesures.

- Pour les mesures relatives à la transformation et à la cuisson

103. Des études sur les niveaux d'As dans le riz après la mise en œuvre des mesures relatives à la transformation et à la cuisson peuvent fournir des informations utiles sur l'efficacité des mesures pour la réduction des concentrations en As dans le riz. Cependant, ces études ne sont pas suffisantes en elles-mêmes pour estimer l'efficacité de ces mesures pour la réduction de

¹⁰ Déclaration de principes concernant le rôle de la science dans le processus de prise de décision du Codex et le degré auquel d'autres facteurs sont pris en compte (Annexe au Manuel de procédure de la Commission du Codex Alimentarius)

¹¹ Il y a eu aussi des études fructueuses sur des tests en pot de la capacité des fougères à phytoremédier le sol contaminé par l'arsenic (98, 99).

l'exposition alimentaire à l'arsenic.

Résumé et recommandations

-Résumé

104. Les examens des mesures de réduction de l'arsenic dans le riz et du contrôle de leur efficacité sur la base des documents scientifiques dans la section 6 et 7 sont résumés comme suit.

• Mesures prises à la source

- (a) Le Code d'usages concernant les mesures prises à la source pour réduire la contamination chimique des aliments (CAC/RCP 49-2001) peut d'une façon générale être utilisé en tant que mesures prises à la source pour l'arsenic dans le riz.
- (b) L'utilisation de sol et/ou de l'eau d'irrigation contaminés par des niveaux exceptionnellement élevés d'arsenic devrait être évitée, bien que cela puisse être difficile dans les pays où la contamination par l'arsenic est très répandue dans le sol ou dans l'eau. Si les sols sont fortement contaminés, il peut ne pas être possible de cultiver le riz dans des niveaux d'As qui soient sans risque
- (c) Si des mesures prises à la source doivent être développées, la faisabilité technique ou économique, et le degré spécifique de pollution du sol et de l'eau par l'arsenic dans chaque région doivent être pris en considération.
- (d) Du point de vue de la sécurité alimentaire, il peut être difficile d'introduire des mesures prises à la source quand la contamination du sol par l'arsenic est très répandue dans le pays. Mais les mesures prises à la source devraient cependant être appliquées dans toute la mesure du possible, par ex., en évitant d'utiliser le sol et l'eau d'irrigation fortement contaminés par des niveaux élevés d'As.

• Utilisation des matériaux agricoles

- (a) Pour la plupart, les matériaux contenant du fer réduisent efficacement les niveaux d'arsenic dans le riz et sont relativement peu coûteux. Ainsi, ils peuvent être utilisés régulièrement. Cependant, quelques résultats ont donné à penser que les plaques de fer peuvent effectivement agir en tant que réservoir pour l'arsenic. Ce point nécessite des recherches plus approfondies.
- (b) Les phosphates diminuent de façon significative l'adsorption de l'arsénite et de l'arséniate sur les oxydes/hydroxydes de fer dans le sol, et peuvent par conséquent accroître les niveaux d'arsenic dans l'eau interstitielle des rizières. La capacité des phosphates à concurrencer l'absorption d'arséniate ne constitue pas un facteur important affectant les niveaux d'arsenic dans le riz, parce que l'arsénite est la forme primaire de l'arsenic absorbée par les plants. Les différents pays devront évaluer les avantages de l'utilisation des engrais à base de phosphate contre les risques liés aux niveaux accrus d'arsenic dans le riz.
- (c) S'il y a une insuffisance des silicates dans le sol des rizières, l'utilisation de silicates peut diminuer les concentrations d'arsenic dans le riz en prévenant l'absorption et le transport d'arsénite. Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier le potentiel lié à l'utilisation des silicates dans les diverses conditions de terrain.
- (d) Les matières organiques peuvent accroître la libération de l'arsenic issu de la phase solide du sol dans l'eau interstitielle du sol des rizières. Les matières organiques peuvent aussi stimuler la méthylation de l'arsenic par voie microbienne, engendrant potentiellement une augmentation des espèces d'arsenic méthylées dans les plants de riz. Ce point nécessite des recherches plus approfondies.
- (e) La fertilisation organique appliquée immédiatement après la floraison devrait être évitée, car la plupart de l'As adsorbé sur la plaque de fer peut être libérée au moment de l'application de la matière organique, et entraîner l'absorption et le transport d'As dans le grain.
- (f) Peu d'expériences ont été faites dans les rizières, par conséquent les mesures de contrôle fondées sur les expériences de laboratoire devraient être testées dans les rizières pour confirmer la validité des résultats.

• Contrôle de l'eau d'irrigation

- (a) Si possible, le sol des rizières devrait être maintenu dans des conditions oxydatives (non inondées) depuis plusieurs semaines avant et jusqu'à plusieurs semaines après l'épiaison/la floraison du riz pour réduire les concentrations d'arsenic dans le grain de riz.
- (b) La submersion du sol des rizières après l'épiaison/la floraison des épis de riz devrait être particulièrement évitée vu que la baisse d'Eh dans le sol des rizières après l'épiaison/la floraison entraîne des concentrations accrues d'arsenic inorganique dans le grain de riz.
- (c) Les contrôles des inondations peuvent avoir besoin d'être modifiés quand le cadmium est un co-contaminant avec l'arsenic. Il importe de noter que les conditions anaérobies (à savoir l'inondation) favorisent l'absorption d'arsenic, alors que les conditions aérobies (drainage) favorisent l'absorption de cadmium. Par conséquent, quand une rizière est contaminée à la fois par l'arsenic et par le cadmium, il peut être nécessaire d'associer le contrôle de l'eau d'irrigation à

l'utilisation de matériaux agricoles et/ou de sélections variétales.

- (d) Le contrôle de l'inondation au niveau de l'eau d'irrigation a aussi un impact sur les maladies et sur la pression exercée par les animaux nuisibles ainsi que sur le rendement des cultures dans certaines circonstances agricoles. Par conséquent, la faisabilité du contrôle de l'eau d'irrigation en tant que moyen de réduire l'absorption d'arsenic variera de pays en pays.

• **Sélection des cultivars**

- (a) Des cultivars à faible teneur en arsenic peuvent être sélectionnés, si les conditions culturales le permettent, compte tenu de la diversité génétique substantielle par rapport à l'accumulation d'arsenic dans le grain de riz. Il est très important d'associer le rendement élevé de production par voie aérobie tout en maintenant la qualité avec la faible accumulation d'arsenic inhérent dans les mêmes cultivars.
- (b) La sélection appropriée des cultivars à faible teneur en arsenic devrait inclure l'examen approfondi des conditions environnementales comme la variation due à l'année, au lieu, à la gestion de l'inondation et aux interactions entre le génotype et l'environnement.
- (c) La sélection de caractères à faible teneur en arsenic doit tenir compte des facteurs environnementaux et les cultivars sélectionnés doivent être testés dans des conditions agronomiques différentes pour identifier les conditions optimales sous lesquelles un grain à faible teneur en arsenic pourra être obtenu.

• **Transformation et cuisson**

- (a) Le riz blanc a des concentrations d'arsenic inférieures à celles du riz brun. Les autorités nationales pourraient envisager de conseiller l'option du riz blanc aux consommateurs pour réduire l'exposition alimentaire à l'arsenic. Cependant, les grains entiers sont une source de nutriments comme le fer, le magnésium, le sélénium, les vitamines B, et les fibres alimentaires, et l'ingestion de grains entiers peut réduire les risques pour la santé comme les maladies cardiovasculaires, le surpoids et le diabète de type 2 (USDA/HHS, 2010); par conséquent, les risques et les avantages de la consommation de grains entiers par rapport au riz blanc devraient être évalués dans chaque pays.
- (b) Les méthodes de cuisson et de préparation peuvent réduire les niveaux d'arsenic dans les aliments. Il est important d'utiliser de l'eau qui contient de faibles niveaux d'arsenic pour la cuisson et le rinçage du riz.
- (c) Le rinçage et l'utilisation d'un grand volume d'eau de cuisson non contaminée suivis de l'élimination de l'excédent d'eau de cuisson sont efficaces pour réduire la teneur en arsenic dans le riz cuit. Cependant, dans certains pays, le riz est enrichi de nutriments, et le rinçage risque de réduire l'enrichissement lié aux nutriments, il sera donc nécessaire d'évaluer les avantages du rinçage par rapport aux avantages obtenus par l'enrichissement.

• **Suivi de l'efficacité des mesures**

- (a) La concentration en arsenic dans les rizières contaminées et dans le riz et ses produits dérivés devraient être contrôlées avant et après la mise en œuvre des contre-mesures. Si les terres agricoles ou les eaux souterraines sont largement contaminées par des sources naturelles, des sources diffuses ou des activités passées, le contrôle des concentrations d'arsenic dans le sol ou l'eau d'irrigation est nécessaire.
- (b) L'efficacité des mesures agricoles devrait être contrôlée à l'aide des données d'occurrence de l'arsenic dans les grains de riz.
- (c) Les essais de terrain peuvent fournir des informations utiles sur l'efficacité des pratiques agricoles pour la réduction de l'arsenic. Cependant, de grandes incertitudes existent quant au degré auquel les riziculteurs mettront en œuvre ces mesures. Par conséquent, l'information aux riziculteurs est une mesure importante dont il faut tenir compte.

- **Recommandations**

105. Sur la base du résumé, le groupe de travail électronique recommande que:

- (a) Le CCCF décide si oui ou non un Code d'usages pour la prévention et la réduction de l'arsenic dans le riz doit être développé, en tenant compte de sa nécessité, des lacunes dans les données etc.
- (b) Si le CCCF décide de développer le Code d'usages,
- i. Le Comité devrait convenir des points suivants:
 - Le Code d'usages devrait être fondé sur les connaissances scientifiques et les informations disponibles y compris les données issues des expériences de terrain; et
 - La faisabilité et les différences régionales dans la production agricole devraient être examinées.
 - ii. Le Comité devrait examiner les points ci-dessous afin de définir son champ d'application et son contenu:
 - Mesures prises à la source appliquées à la contamination par l'arsenic
 - si les mesures prises à la source existantes adoptées par le Codex sont applicable à l'arsenic quant à leur

faisabilité technique et économique, y compris la sécurité alimentaire;

- s'il y a lieu, examiner par ailleurs si des points spécifiques doivent être inclus pour appliquer ces mesures à l'arsenic (par exemple, les différences régionales en matière de pollution par l'arsenic du sol, de l'eau et de l'air; les sources naturelles ou anthropiques; etc.); et
 - s'il y a d'autres mesures spécifiques à l'arsenic.
- Pratiques agricoles
 - s'il est possible d'inclure des pratiques agricoles dans un Code d'usages et comment le faire (par exemple en tant que note explicative).
 - Pratiques de transformation et de cuisson
 - s'il est approprié d'inclure les pratiques de transformation et de cuisson dans le Code d'usages;
 - si c'est approprié, examiner si l'effet négatif de l'appauvrissement de la nutrition est aussi pris en considération; ou
 - si ce n'est pas approprié, s'il y a d'autres moyens, comme un guide du consommateur.
- (c) Si le CCCF décide de ne pas développer un Code d'usages,
- i. Le Comité devrait examiner s'il peut développer « [un principe / une politique / tout autre titre approprié pouvant être proposé]¹² pour le développement d'un Code d'usages » comme autre solution. Son objectif et son contenu sont comme suit:
- L'objectif est d'encourager les membres à entreprendre des recherches et des enquêtes sur la réduction de l'arsenic dans le riz afin d'obtenir l'information nécessaire et scientifique pour développer un Code d'usages dans le Codex et/ou les pays membres; et
 - Le [principe / la politique / tout autre titre approprié pouvant être proposé] contiendra les politiques et les considérations nécessaires relatives aux mesures possibles pour réduire la contamination par l'arsenic dans le riz et la liste des recherches et enquêtes nécessaires. Il pourra contenir les mesures, quand l'information est suffisante pour soutenir leur efficacité à réduire l'arsenic dans le riz, et parmi les mesures prises à la source celles qui préviennent la pollution du sol, de l'eau, et de l'air par l'arsenic.
- (d) Les membres du CCCF sont encouragés à effectuer des recherches et des études portant sur les points suivants:
- L'occurrence dans les principales régions productrices de riz;
 - L'efficacité des mesures agricoles dans les conditions de terrain;
 - Le rôle de la plaque de fer sur les racines dans l'adsorption de l'arsenic et sa libération ultérieure pendant le renouvellement des racines et la récolte;
 - Le rôle des silicates dans le transport de l'arsenic dans les racines;
 - L'impact des impuretés des matériaux agricoles sur la solubilité et la dissolution de l'arsenic dans le sol;
 - La translocation de l'arsenic adsorbé dans les pousses et les grains;
 - Le développement des cultivars de riz à faible teneur en arsenic, et/ou proportionnellement en davantage d'arsenic organique, à l'aide de l'analyse QTL et la sélection à l'aide de marqueur;
 - La concentration et proportion d'arsenic organique/inorganique;
 - Les conditions environnementales et culturelles qui affectent les concentrations/proportions d'arsenic organique/inorganique;
 - L'effet des pratiques de production non inondées et/ou partiellement inondées sur l'arsenic inorganique et le cadmium sur le grain de riz.

¹² Un titre approprié devrait être décidé lors de la réunion du CCCF.

Tableau 1: Analyse chimique du sable en colonne de ferrihydrite, de goethite, d'hématite comparant les conditions au début et à la fin de l'expérience (41)

Type de fer (hydr)oxyde	Espèces d'arsenic	Superficie [m ² g ⁻¹]	Teneur en fer [mmol kg ⁻¹ de sable]	Chargement [mmol-As kg ⁻¹ de sable]	Arsenic initial [μmol]	Arsenic désorbé [μmol]	Arsenic dans l'effluent 1 jour après [μmol L ⁻¹]	Arsenic dans l'effluent 2 jours après [μmol L ⁻¹]	Arsenic dans l'effluent 10 jours après [μmol L ⁻¹]
Ferrihydrite	Arsénite	2,60	92,2	3,01	60,3	0,9	2	4	2
		2,60	92,2	14,99	299,9	193,4	470	610	240
	Arséniate	3,26	114,6	4,91	98,2	5,8	8	28	4
		3,26	114,6	5,92	118,4	15,3	28	74	8
Goethite	Arsénite	1,06	132,5	1,23	24,6	10,2	29	35	11
		1,06	132,5	3,02	60,2	37,8	530	360	20
	Arséniate	1,06	132,5	1,46	29,1	3,3	15	15	5
		1,06	132,5	2,12	42,4	14,4	180	80	10
Hématite	Arsénite	0,37	137,0	0,20	3,9	2,9	10,4	12,4	3,2
		0,37	137,0	0,57	11,1	8,8	220	80	5
	Arséniate	0,37	137,0	0,33	6,8	4,3	70	25	5
		0,37	137,0	0,47	8,9	7,6	285	30	5

Les chiffres ont été relevés dans les diagrammes de la figure 1 du présent document.

Tout type de sable enrobé d'hydroxyde de fer.

Tableau 2: Effets des matériaux contenant du fer et du phosphate sur l'absorption d'arsenic dans les grains et la paille de riz (29)

(a) résultats de l'étude

Quantité d'additif (mg/kg)	Arsenic ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	0	0	0	0	15	15	15	15	30	30	30	30
	Fer ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	0	50	0	50	0	50	0	50	0	50	0	50
	Phosphate (KH_2PO_4)	0	0	50	50	0	0	50	50	0	0	50	50
Concentration en arsenic total dans le grain (mg/kg)		0,197 e	0,194 e	0,208 e	0,215 e	0,564 c	0,371 d	0,619 bc	0,611 bc	0,636 b	0,615 bc	0,708 a	n.a.*
Concentration en arsenic total dans la paille (mg/kg)		0,301 e	0,295 e	0,304 e	0,313 e	3,24 d	3,75 d	4,70 c	5,29 b	5,77 b	5,47 b	6,21 a	6,14 a
Rendement en grain (g/pot)		46,8 b	47,8 ab	48,9 a	47,8 ab	31,1 c	41,7 b	20,9 e	41,7 b	9,1 f	9,7 f	3,1 g	0
Fer extractible à l'oxalate d'ammonium de la plaque d'oxyde de fer des racines de riz (mg/kg)		5690 bc	6310 a	4810 de	5130 d	5120 d	5390 cd	4790 de	4970 de	4980 de	6060 ab	4520 e	5130 d
Arsenic extractible à l'oxalate d'ammonium de la plaque d'oxyde de fer des racines de riz (mg/kg)		18,9 h	15,2 h	18,7 h	18,6 h	269 e	185 g	226 f	185 fg	639 a	503 b	427 c	339 d

Les valeurs moyennes sur une ligne ayant la même lettre ne diffèrent pas de façon significative au niveau de 5% selon le test des comparaisons multiples de Duncan.

* n.a. signifie « non analysé »

(b) conditions de l'étude

Caractéristiques du sol	Texture du sol – SiL, pH – 6,5, C/N = 9,3, As total – 4,1 mg/kg, oxyde de fer total dans le sol – 7300 mg Fe/kg
Contrôle de l'eau	Les pots étaient arrosés régulièrement pour maintenir 3-4 cm d'eau stagnante dans chaque pot.

Tableau 3: Effet de la culture du riz en conditions inondées et aérobies sur les concentrations en arsenic dans les grains et la paille de riz et sur le rendement en grains

Étude	Concentration en arsenic total					Rendement en grains (unité)	
	Sol (mg/kg base sèche)	Grain (mg/kg)		Paille (mg/kg)			
		Inondé	Aérobie	Inondé	Aérobie	Inondé	Aérobie
Duxbury & Panaullah (2007)(66) Étude en plein champ; Teneur en arsenic dans les champs des agriculteurs bangladais suite à 20 ans d'utilisation de l'eau d'irrigation provenant de puits tubés de faible profondeur. « Aérobie » signifie que le riz était cultivé sur des plates-bandes surélevées	11,6 26,3 39,5 57,6	0,54 0,53 0,38 0,34	0,26 0,28 0,34 0,36	7,3 9,7 9,9 11,5	1,1 1,2 3,2 3,9	(kg/ha) 8920 8110 6230 2990	7770 8240 6970 5210
Xu et al. (2008)(65) Expérience en pots dans les serres; Arsenic (arsénite et arséniate) ajouté. « Aérobie » signifie 70% de la capacité de rétention d'eau des sols.	Control 15,1 +As ^{III} 15,1+10 +As ^V 15,1+10	1,0 2,5 2,2	0,09 0,18 0,15	13 26 30	1 3 2	(g/pot) 8,0 6,0 6,2	9,2 8,0 10,2
Xie & Huang (1998)(42) Site contaminé par l'arsenic; « Aérobie » signifie le maintien des conditions d'humidité après quelques jours d'inondation, Eh~260 mV.	Contrôle 68	0.65	0.49	48 (feuille paniculaire)	18 (feuille paniculaire)	(kg/ha) 5500	6600

Tableau 4: Effets du contrôle de l'eau d'irrigation entre les conditions inondées et drainées sur la concentration en arsenic dans le grain et la paille de riz

(a) Résultats de l'étude			Concentration en As sous différentes conditions d'eau d'irrigation						
T. Arao et al (2009)(73)	Concentration en As dans le sol	Échantillon/Analyte	F1 (mg/kg)	F2 (mg/kg)	PF1 (mg/kg)	PF2 (mg/kg)	PF3 (mg/kg)	Ae1 (mg/kg)	Ae2 (mg/kg)
	Sol A 25 mg/kg (poids sec)	Grain, As inorganique	0,45	0,42	0,22	0,32	0,49	0,11	0,12
		Grain, As total	0,95	0,92	0,30	0,36	0,55	0,11	0,10
		Rapport As inorganique/As total	0,47	0,46	0,73	0,89	0,89	1,0	1,2
		Paille, As total	27,3	29,5	15,9	11,7	18,4	1,8	1,1
	Sol B 48 mg/kg (poids sec)	Grain, As inorganique	0,35	0,30	0,15	0,36	0,39	0,11	0,10
		Grain, As total	1,7	1,7	0,59	0,60	1,26	0,17	0,14
		Rapport As inorganique/As total	0,21	0,18	0,25	0,60	0,31	0,64	0,71
		Paille, As total	26,2	26,7	17,0	18,1	23,2	5,0	0,9
R. Y. Li et al (2009)(49)	Concentration en As dans le sol	Échantillon/Analyte	F (mg/kg)	PF1 (mg/kg)	PF2 (mg/kg)	Ae (mg/kg)			
	11,6 mg/kg (poids sec)	Grain, As inorganique	0,58	0,42	0,3	0,1			
		Grain, As total	1,3	0,63	0,28	0,07			
		Rapport As inorganique/As total	0,45	0,67	1,1	1,4			
		Paille, As total	23	13	4,8	0,5			

Les chiffres ont été relevés sur les courbes de la figure 2 du présent document.

(b) Conditions de l'étude	Contrôle de l'eau d'irrigation dans les expériences
<p>T. Arao et al (2009)</p> <p>Expérience en pots dans les serres;</p> <p>Conditions du sol:</p> <p>Sol A, 25 mg/kg As total, 0,56 mg/kg Cd total, 1,6% C total, 0,15% N total, pH de 5,6;</p> <p>Sol B, 48 mg/kg As total, 0,66 mg/kg Cd total, 3,4% C total, 0,32% N total, pH de 5,5;</p> <p>Mesure d'Eh, l'eau du sol recueillie à l'aide d'un échantillonneur d'eau du sol à une profondeur de 0,1 m dans chaque pot.</p> <p>Calendrier des cultures du riz:</p> <p>Repiquage en pots (14 mai),</p> <p>Étêtage du riz (1- 6 août),</p>	<p>7 contrôles de l'eau d'irrigation (le jour d'étêtage est le début du dernier jour d'étêtage dans chaque pot)</p> <p><u>[Conditions inondées]</u></p> <p>F1: inondation pendant toute la période de culture.</p> <p>F2: inondation depuis le repiquage jusqu'à 3 semaines après l'étêtage.</p> <p><u>[Conditions partiellement inondées]</u></p> <p>PF1: inondation depuis le repiquage jusqu'à l'étêtage.</p> <p>PF2: inondation depuis le repiquage jusqu'à 3 semaines avant l'étêtage et depuis l'étêtage jusqu'à 3 semaines après l'étêtage.</p> <p>PF3: inondation depuis le repiquage pendant 2 semaines et depuis 3 semaines avant l'étêtage jusqu'à 3 semaines après l'étêtage.</p> <p><u>[Conditions aérobies]</u></p> <p>Ae1: inondation depuis le repiquage jusqu'à 3 semaines avant l'étêtage.</p> <p>Ae2: inondation depuis le repiquage pendant 2 semaines.</p>
<p>R. Y. Li et al (2009)</p> <p>Expérience en pots;</p> <p>Conditions du sol, 11,6 mg/kg As total, 1,42% C total, 0,13% N total, pH de 5,2, loam limono-argileux;</p> <p>Mesure d'Eh, l'électrode étant inséré à approximativement 0,01 m dessous la surface du sol.</p>	<p>4 contrôles de l'eau d'irrigation:</p> <p><u>[Conditions inondées]</u></p> <p>F: inondation pendant toute la période de culture du riz;</p> <p><u>[Conditions partiellement inondées]</u></p> <p>PF1: inondation depuis le repiquage jusqu'à la floraison;</p> <p>PF2: inondation après la floraison; et</p> <p><u>[Conditions aérobies]</u></p> <p>Ae: aérobie pendant toute la période de culture du riz.</p>

Tableau 5: Différences variétales de la contamination par l'arsenic dans le riz

(a) Résultats de l'étude

No.	Concentration en arsenic dans le sol et la solution de sol		Cultivar		Contamination de l'arsenic dans le riz							
			caractéristique génétique (Japonica ou Indica)	nombre de cultivars testés	analyte (As total ou As inorganique)	concentration dans le grain				Concentration dans la paille		
						échantillon	min (mg/kg)	moyenne (mg/kg)	max (mg/kg)	min (mg/kg)	moyenne (mg/kg)	max (mg/kg)
1	6,44±0,24 mg/kg d'As total dans le sol avec ajout d'arsénite de sodium à un certain niveau	Contrôle		5	As total	brun	0,24	0,28	0,31	5,8	7,0	7,8
						poli	0,14	0,18	0,23			
		avec 10 mg d'As/kg		5	As total	brun	0,31	0,51	0,53	19	20	21
						poli	0,28	0,33	0,42			
		avec 20 mg d'As/kg		5	As total	brun	0,38	0,61	0,67	25	27	30
						poli	0,32	0,49	0,58			
		avec 30 mg d'As/kg		5	As total	brun	0,47	0,59	0,75	49	61	72
						poli	0,43	0,54	0,65			
2-1	3,0 µg/L d'As inorganique dans la solution de sol		Japonica	10*	As total	brun	0,11	0,14	0,17			
					As inorganique		0,08	0,11	0,13			
2-2	63,7 µg/L d'As inorganique et 20,5 µg/L de DMA dans la solution de sol		Japonica	10*	As total	brun	1,9	2,5	3,1			
					As inorganique		0,14	0,20	0,24			
3-1	29,6±7,2 mg/kg dans le sol et 198±31 µg/L dans l'eau d'un puits tubé			72	As total	brun	0,16	0,39	0,74			
3-2	10,3±2,2 mg/kg dans le sol et 331±13 µg/L dans l'eau d'un puits tubé			76	As total	brun	0,07	0,17	0,28			

3-3	17,9±4,0 mg/kg dans le sol et 31±8,8 µg/L dans l'eau d'un puits tubé		80	As total	brun	0,11	0,36	0,84			
3-4	6,3±1,3 mg/kg dans le sol et 14,9±4,1 µg/L dans l'eau d'un puits tubé		79	As total	brun	0,05	0,27	0,73			
3-5	65,6±2,5 mg/kg dans le sol et 602±314 µg/L dans l'eau d'un puits tubé		80	As total	brun	0,27	0,41	0,75			
3-6	64,6±4,7 mg/kg dans le sol et 218±86 µg/L dans l'eau d'un puits tubé		77	As total	brun	0,37	0,57	0,85			
4	13,8 mg/kg d'As total dans le sol avec 5 fois 600 ml d'une solution de 0,4 mg d'As L ⁻¹ (Na ₃ AsO ₄ · 12H ₂ O)		6	As inorganique	brun	0,15	0,22	0,35			
				As total	brun	0,32	0,35	0,69	11,3	19,2	14,2
5-1	18,3±1,2 µg/g d'As total dans le sol	Japonica Indica	3	As total	brun	0,28**	0,40**	0,56**			
5-2	18,3±1,2 µg/g d'As total dans le sol	Japonica Indica	3	As total	brun	0,46**	1,32**	1,48**			
5-3	5,0±0,3 µg/g d'As total dans le sol	Japonica Indica	3	As total	brun	0,10**	0,16**	0,18**			
5-4	5,0±0,3 µg/g d'As total dans le sol	Japonica Indica	3	As total	brun	0,36**	0,44**	0,54**			
6	1,4 mg/kg d'As total dans le sol (extrait avec 1M-HCl)	Japonica Indica	58	As total	brun						
				2009		0,08	0,19	0,33			
				2008		0,03	0,10	0,18			
				2007		0,08	0,18	0,30			
				As inorganique	brun						
				2009		0,06	0,15	0,27			
				2008		0,01	0,05	0,16			
				2007		0,05	0,11	0,24			

7		Japonica Indica	8	As total	poli	0,24	0,48	0,55			
8-1	5,9 mg/kg d'As dans le sol	Japonica(8) Indica(13)	21	As total 2005 2004	poli	0,27 0,19	0,48 0,42	1,83 0,86			
8-2	5,9 mg/kg d'As dans le sol	Japonica(3) Indica(7)	10	As total 2007 2004	poli	0,27 0,27	0,38 0,46	0,63 0,60			
				As inorganique 2007 2004	poli	0,09 0,09	0,13 0,12	0,15 0,15			
9-1	14±0,3 mg/kg d'As	Japonica Indica	312		brun	0,19	0,44	0,90			
9-2	65±2 mg/kg d'As	Japonica Indica	295		brun	0,36	0,66	1,27			
9-3	5±1 mg/kg (2007) d'As 4±2 mg/kg (2006)	Japonica Indica	352 346	2007 2006	brun	0,03 0,10	0,21 0,36	1,04 0,99			
9-4	3±1 mg/kg d'As	Japonica Indica	377		brun	0,17	0,62	1,68			
9-5	2±0,2 mg/kg d'As	Japonica Indica	374		brun	0,01	0,04	0,13			

* 9 cultivars non-glutineux et 1 cultivar glutineux.

** Les chiffres ont été relevés sur les courbes de la figure 1 du présent document.

(b) Conditions de l'étude

No.	Lieu des essais		Caractéristiques du sol					Gestion de l'eau (variations d'Eh Durant les périodes d'épiaison et de floraison)	Auteurs, années
	Pays ou région	pot ou champ	Types de sol	Texture du sol*	pH	C/N	autres		
1	Bangladesh	Pot (serre)		SiCL	7,4			3-4 cm d'eau au niveau du sol ont été maintenus pendant toute la période de la croissance.	• M. Azizur Rahman et al. (2007) (100)
2-1	Japon	Champ	Fluvisols		5,9	12		L'irrigation totale a été appliqué jusqu'à la récolte du grain après le drainage de milieu de saison.	• M. Kuramata et al. (2011) (86)
2-2	Japon	Pot (serre)	Fluvisols		6,5	10		L'irrigation totale a été appliqué jusqu'à la récolte du grain.	
3-1	Faridpur (Bangladesh)	Champ		SiL	8,1	14		Conditions inondées continues	• G. J. Norton et al. (2009) (79, 80)
3-2	Sonargaon (Bangladesh)	Champ		SiCL	7,1	10		Cycles mouillés et secs alternés	
3-3	De Ganga (Inde)	Champ						Conditions inondées continues	
3-4	Nonaghata (Inde)	Champ						Conditions inondées continues	
3-5	Chenzhou (Chine)	Champ							
3-6	Qiyang (Chine)	Champ							
4	Chine	Pot (serre)		Loam	6,49			Conditions inondées (une couche d'eau d'environ 2-3 cm au-dessus de la surface du sol)	• W. J. Liu et al. (2006) (101)
5-1	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt	SiCL				Conditions saturées (maintenir l'humidité du sol à ou supérieure à la capacité du sol)	• B. Hua et al. (2011) (102)

5-2	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt	SiCL				Conditions inondées depuis le stade de cinq feuilles jusqu'à la maturité totale	
5-3	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt	SiCL	5,9			Conditions saturées (maintenir l'humidité du sol à ou supérieure à la capacité du sol)	
5-4	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt	SiCL	5,9			Conditions inondées depuis le stade de cinq feuilles jusqu'à la maturité totale	
6	Japon	Champ	Sol des basses terres Gray		5,9	12		Conditions inondées à l'exception du drainage du milieu de l'été début juillet	• Kuramata et al. (2013) (87)
7	Chine	Champ							• X-L. Ren et al. (2006) (103)
8-1	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt		5,9			Conditions inondées jusqu'à une semaine avant la récolte	• T. R. Pillai et al. (2010) (83)
8-2	États-Unis	Champ	Loam limoneux Dewitt		5,9			Conditions inondées jusqu'à une semaine avant la récolte	
9-1	Bangladesh	Champ			8,2			Conditions inondées jusqu'à ce que la majorité des cultivars ait fleuri et le sol est ensuite séché jusqu'à la récolte.	• G. J. Norton et al. (2012) (82)
9-2	China	Champ			6,3			Conditions inondées jusqu'à ce que la majorité des cultivars ait fleuri et le sol est ensuite séché jusqu'à la récolte.	
9-3	Arkansas (États-Unis)	Champ	Loam limoneux Dewitt		5,5 (2007)			L'inondation a été appliqué au stade de cinq feuilles et drainée 15-20 jours après que les cultivars aient fleuri. Le sol est ensuite séché jusqu'à la récolte.	
9-4	Texas (États-Unis)	Champ	Argile League		5,5			Irrigation par ruissellement jusqu'à ce que les plants atteignent la hauteur moyenne de 8 cm, suivie de conditions inondées.	
9-5	Texas (États-Unis)	Champ	Argile League		5,5			L'irrigation par ruissellement a été continue pour maintenir la racine humide mais non saturée.	

* Les abréviations signifient: « SiCL », limon fin argileux; « SiL », loam limoneux.

Table 6: Concentrations en arsenic total et en espèces d'arsenic dans le riz avec des degrés différents de polissage^a (89)

DP%	Concentrations (mg/kg)						taux d'extraction %
	As(III)	As(V)	i-As	DMAA	somme	As total	
100	0,145	0,011	0,156	0,006	0,161	0,173	93,3
90	0,089	0,003	0,092	0,005	0,097	0,107	90,0
70	0,064	0,002	0,066	0,005	0,071	0,079	89,5
50	0,051	0,001	0,052	0,001	0,056	0,063	89,6
son						0,725	

^a DP%, degré de polissage; 100, riz avec le son (non poli); 90, broyage de 10% des couches externes du riz brun (10% de polissage); 70, 30% de polissage; 50, 50% de polissage; son, 10% des couches externes broyées provenant du riz brun; i-As, somme d'As(III) et As(V); somme, somme de toutes les espèces d'As; taux d'extraction (somme/As total * 100)

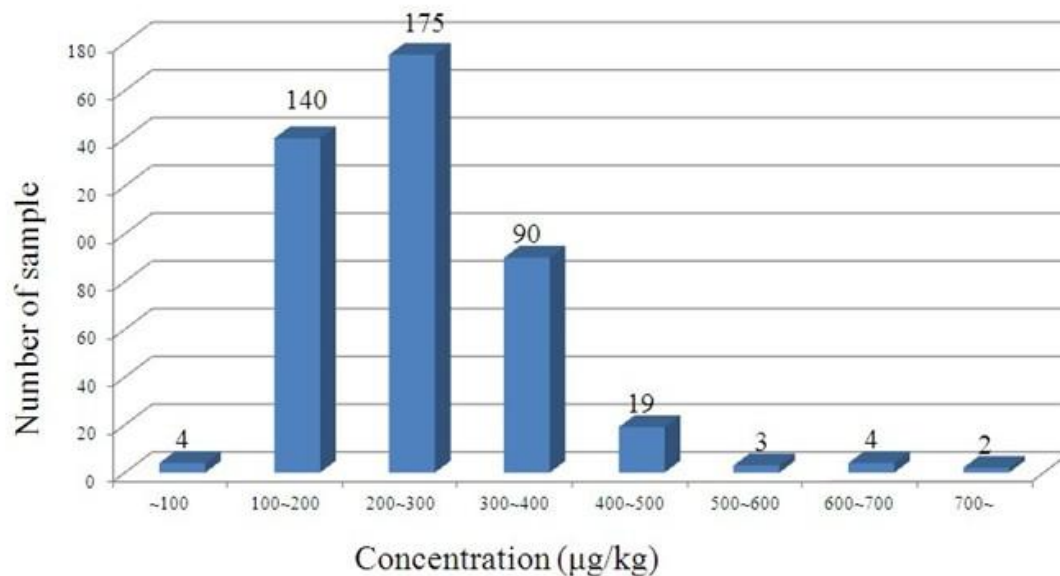
Tableau 7: Concentrations en arsenic total et en espèces d'arsenic dans le riz non poli et poli provenant de différentes provinces chinoises

Origine du riz	Fraction du grain	DMA (µg/kg)	MMA (µg/kg)	Arsénite+ arséniate (µg/kg)	somme des espèces (µg/kg)	As total digéré (µg/kg)	As organique %	As inorganique %	% d'efficacité d'extraction
Fujian	riz non poli	16	-	120	136	147	11	82	93
	riz poli	13	-	108	122	142	9	76	85
Chongqing	riz non poli	26	-	133	158	184	14	72	86
	riz poli	22	2	131	155	171	14	77	91
Guangdong	riz non poli	19	-	169	188	202	9	84	93
	riz poli	16	-	131	147	161	10	81	91
Henan	riz non poli	51	-	153	204	216	24	71	94
	riz poli	23	-	121	145	185	12	65	78
Zhejiang	riz non poli	59	-	195	255	277	21	70	92
	riz poli	32	-	120	153	190	17	63	81
Liaoning	riz non poli	30	-	154	187	199	15	77	94
	riz poli	17	-	109	128	173	10	63	74
Jiangxi	riz non poli	42	-	247	290	309	14	80	94
	riz poli	24	-	135	160	175	14	77	91
Jiangsu	riz non poli	23	-	155	178	187	12	83	95
	riz poli	19	-	66	85	90	21	73	94
Sichuan	riz non poli	22	-	183	206	218	10	84	94
	riz poli	15	-	82	97	103	15	80	94
Hunan	riz non poli	23	-	265	288	308	7	86	94
	riz poli	17	-	107	24	142	12	75	87

Hubei	riz non poli	32	-	203	235	246	13	83	96
	riz poli	25	-	106	131	137	18	77	96
Guangxi	riz non poli	28	-	260	289	302	9	86	96
	riz poli	26	-	118	144	151	17	78	95
Yunnan	riz non poli	20	-	175	195	200	10	88	98
	riz poli	15	-	65	81	85	18	76	95
Anhui	riz non poli	30	-	225	255	263	11	86	97
	riz poli	26	-	140	166	178	14	78	93
Jilin	riz non poli	50	-	288	377	426	12	68	88
	riz poli	28	-	115	143	152	18	75	94

« Origine du riz »: indique le lieu d'origine des échantillons de riz prélevés. « % d'efficacité de l'extraction »: indique la concentration en arsenic total dans la solution d'extraction de l'échantillon de riz en tant que taux de concentration de l'arsenic total dans l'échantillon de riz

Sample number of each total As concentration range in brown rice



Sample number of each total As concentration range in white rice

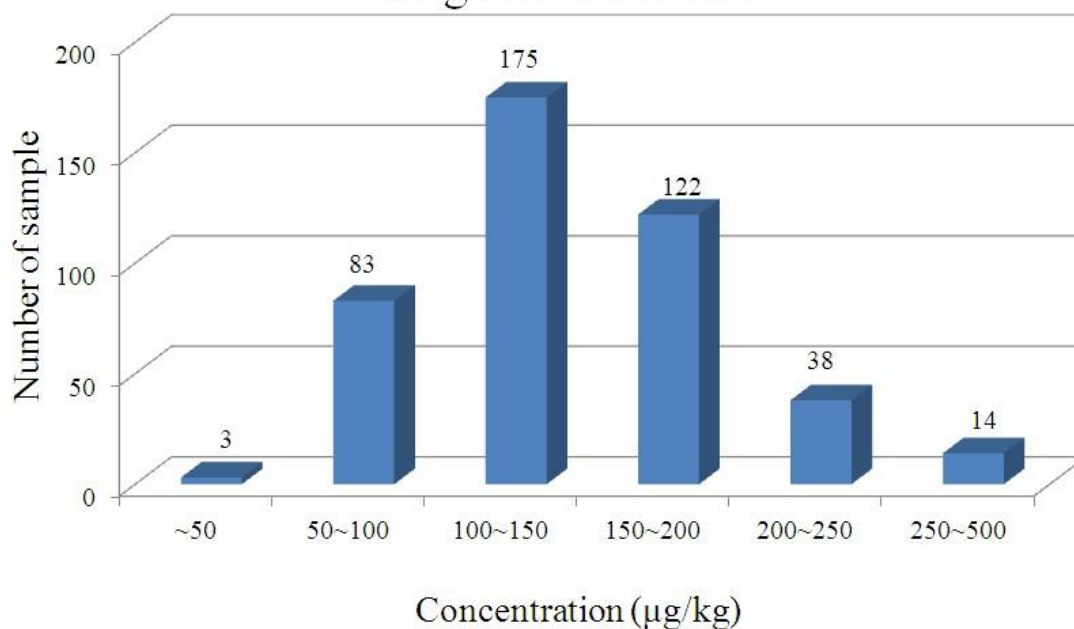


Figure 3: Répartition du nombre d'échantillons pour chaque concentration dans le riz brun et le riz blanc

(figure 3 is not translated)

1. (E) Sample number of each total As concentration range in brown rice = (F) Nombre d'échantillons pour chaque fourchette de concentrations en arsenic total dans le riz brun

2. (E) Sample number of each total As concentration range in white rice = (F) Nombre d'échantillons pour chaque fourchette de concentrations en arsenic total dans le riz blanc

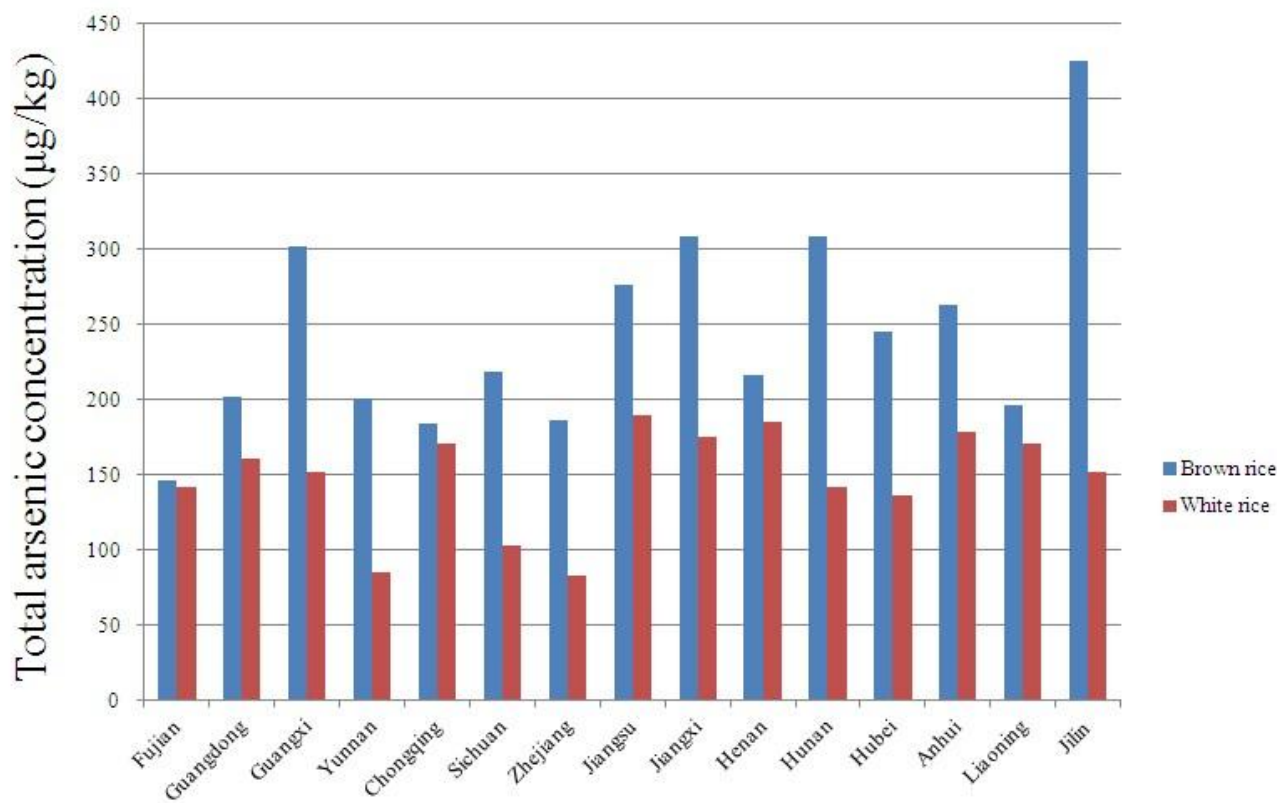


Figure 4: Concentration en arsenic total dans le riz non poli (brun) et le riz poli (blanc) dans différentes provinces de la Chine
(figure 4 is not translated)

(E) Total arsenic concentration = (F) Concentration en arsenic total

(E) Brown rice = (F) riz brun

(E) White rice = (F) riz blanc

Bibliographie

1. Arsenic and arsenic compounds. 2nd ed. Environmental health criteria. Vol. 224. 2001: World Health Organization.
2. Meharg, A.A. and Zhao, F.J., *Arsenic & rice*. 2012: Springer.
3. Lu, Y., et al., *Baseline soil variation is a major factor in arsenic accumulation in Bengal Delta paddy rice*. Environmental Science & Technology, 2009. **43**(6): p. 1724-1729.
4. Smedley, P. and Kinniburgh, D., *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*. Applied Geochemistry, 2002. **17**(5): p. 517-568.
5. Williams, P.N., et al., *Organic Matter - Solid Phase Interactions Are Critical for Predicting Arsenic Release and Plant Uptake in Bangladesh Paddy Soils*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(14): p. 6080-6087.
6. Andreae, M.O., *Arsenic in rain and the atmospheric mass balance of arsenic*. Journal of Geophysical Research, 1980. **85**(C8): p. 4512-4518.
7. Shotyk, W., et al., *Two thousand years of atmospheric arsenic, antimony, and lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland*. Earth and Planetary Science Letters, 1996. **145**(1): p. E1-E7.
8. Mestrot, A., et al., *Atmospheric Stability of Arsine and Methylarsines*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(9): p. 4010-4015.
9. Jakob, R., et al., *Atmospheric stability of arsines and the determination of their oxidative products in atmospheric aerosols (PM10): evidence of the widespread phenomena of biovolatilization of arsenic*. Journal of Environmental Monitoring, 2010. **12**(2): p. 409-416.
10. McBride, M.B., *Environmental chemistry of soils*. 1994: Oxford university press.
11. Takahashi, Y., et al., *Arsenic behavior in paddy fields during the cycle of flooded and non-flooded periods*. Environmental Science & Technology, 2004. **38**(4): p. 1038-1044.
12. Stroud, J.L., et al., *Assessing the labile arsenic pool in contaminated paddy soils by isotopic dilution techniques and simple extractions*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(10): p. 4262-4269.
13. Yamaguchi, N., et al., *Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution*. Chemosphere, 2011. **83**(7): p. 925-932.
14. Dixit, S. and Hering, J.G., *Comparison of arsenic(V) and arsenic(III) sorption onto iron oxide minerals: Implications for arsenic mobility*. Environmental Science & Technology, 2003. **37**(18): p. 4182-4189.
15. Jain, A., Raven, K.P., and Loeppert, R.H., *Arsenite and Arsenate Adsorption on Ferrihydrite: Surface Charge Reduction and Net OH-Release Stoichiometry*. Environmental Science & Technology, 1999. **33**(8): p. 1179-1184.
16. Carbonell-Barrachina, A., et al., *Arsenic chemistry in municipal sewage sludge as affected by redox potential and pH*. Water Research, 2000. **34**(1): p. 216-224.
17. La Force, M.J., Hansel, C.M., and Fendorf, S., *Arsenic Speciation, Seasonal Transformations, and Co-distribution with Iron in a Mine Waste-Influenced Palustrine Emergent Wetland*. Environmental Science & Technology, 2000. **34**(18): p. 3937-3943.
18. O'day, P.A., et al., *The influence of sulfur and iron on dissolved arsenic concentrations in the shallow subsurface under changing redox conditions*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2004. **101**(38): p. 13703-13708.
19. Reynolds, J.G., Naylor, D.V., and Fendorf, S.E., *Arsenic sorption in phosphate-amended soils during flooding and subsequent aeration*. Soil Science Society of America Journal, 1999. **63**(5): p. 1149-1156.
20. Abedin, M.J., Feldmann, J., and Meharg, A.A., *Uptake kinetics of arsenic species in rice plants*. Plant Physiology, 2002. **128**(3): p. 1120-1128.
21. Paszkowski, U., et al., *Rice phosphate transporters include an evolutionarily divergent gene specifically activated in arbuscular mycorrhizal symbiosis*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2002. **99**(20): p. 13324-13329.
22. Wu, Z.C., et al., *Investigating the Contribution of the Phosphate Transport Pathway to Arsenic Accumulation in Rice*. Plant Physiology, 2011. **157**(1): p. 498-508.
23. Jia, H., et al., *The Phosphate Transporter Gene OsPht1;8 Is Involved in Phosphate Homeostasis in Rice*. Plant Physiology, 2011. **156**(3): p. 1164-1175.
24. Duan, G.-L., et al., *A CDC25 homologue from rice functions as an arsenate reductase*. New Phytologist, 2007. **174**(2): p. 311-321.
25. Xu, X.Y., McGrath, S.P., and Zhao, F.J., *Rapid reduction of arsenate in the medium mediated by plant roots*. New Phytologist, 2007. **176**(3): p. 590-599.
26. Ma, J.F., et al., *Transporters of arsenite in rice and their role in arsenic accumulation in rice grain*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008. **105**(29): p. 9931-9935.
27. Su, Y.-H., McGrath, S., and Zhao, F.-J., *Rice is more efficient in arsenite uptake and translocation than wheat and barley*. Plant and Soil, 2010. **328**(1): p. 27-34.
28. Zhao, F.J., et al., *Arsenic uptake and metabolism in plants*. New Phytologist, 2009. **181**(4): p. 777-794.
29. Hossain, M.B., et al., *The effects of iron plaque and phosphorus on yield and arsenic accumulation in rice*. Plant and Soil, 2009. **317**(1-2): p. 167-176.

30. Zhang, H. and Selim, H.M., *Reaction and Transport of Arsenic in Soils: Equilibrium and Kinetic Modeling*, in *Advances in Agronomy*, L.S. Donald, Editor. 2008, Academic Press. p. 45-115.
31. Ma, J.F., et al., *A silicon transporter in rice*. *Nature*, 2006. **440**(7084): p. 688-691.
32. Ma, J.F., et al., *An efflux transporter of silicon in rice*. *Nature*, 2007. **448**(7150): p. 209-212.
33. Guo, W., et al., *Effect of silicate on the growth and arsenate uptake by rice (<i>Oryza sativa</i> L.) seedlings in solution culture*. *Plant and Soil*, 2005. **272**(1): p. 173-181.
34. Guo, W., et al., *Is the effect of silicon on rice uptake of arsenate (AsV) related to internal silicon concentrations, iron plaque and phosphate nutrition?* *Environmental Pollution*, 2007. **148**(1): p. 251-257.
35. WHO FOOD ADDITIVES SERIES: 63, FAO JECFA MONOGRAPHS 8
36. Li, G., et al., *Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk*. *Environment International*, 2011. **37**(7): p. 1219-1225.
37. Vodyanitskii, Y., *The role of iron in the fixation of heavy metals and metalloids in soils: a review of publications*. *Eurasian Soil Science*, 2010. **43**(5): p. 519-532.
38. Yoshida, M., et al., *Methane production and control in submerged soil applied with Mn⁴⁺, Fe³⁺ and SO₄²⁻-rich materials*. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 1996. **67**: p. 362-370.
39. Ultra, V.U., Jr., et al., *Potential for the alleviation of arsenic toxicity in paddy rice using amorphous iron-(hydr)oxide amendments*. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2009. **55**(1): p. 160-169.
40. Fendorf, S., et al., *Biogeochemical processes controlling the cycling of arsenic in soils and sediments*. *Biophysico-Chemical Processes of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments*. A. Violante, PM Huang, and G. Gadd (eds.). John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, 2008: p. 313-338.
41. Tufano, K.J., et al., *Reductive Processes Controlling Arsenic Retention: Revealing the Relative Importance of Iron and Arsenic Reduction*. *Environmental Science & Technology*, 2008. **42**(22): p. 8283-8289.
42. Xie, Z.M. and Huang, C.Y., *Control of arsenic toxicity in rice plants grown on an arsenic-polluted paddy soil*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1998. **29**(15-16): p. 2471-2477.
43. Deng, D., et al., *Effects of root anatomy and Fe plaque on arsenic uptake by rice seedlings grown in solution culture*. *Environmental Pollution*, 2010. **158**(8): p. 2589-2595.
44. Chen, Z., et al., *Direct evidence showing the effect of root surface iron plaque on arsenite and arsenate uptake into rice (<i>Oryza sativa</i>) roots*. *New Phytologist*, 2005. **165**(1): p. 91-97.
45. Liu, W.J., Zhu, Y.G., and Smith, F.A., *Effects of iron and manganese plaques on arsenic uptake by rice seedlings (<i>Oryza sativa</i> L.) grown in solution culture supplied with arsenate and arsenite*. *Plant and Soil*, 2005. **277**(1): p. 127-138.
46. Huang, H., et al., *Arsenic mobilization and speciation during iron plaque decomposition in a paddy soil*. *Journal of Soils and Sediments*, 2012. **12**(3): p. 402-410.
47. Jain, A. and Loeppert, R.H., *Effect of competing anions on the adsorption of arsenate and arsenite by ferrihydrite*. *Journal of Environmental Quality*, 2000. **29**(5): p. 1422-1430.
48. Liu, W.J., et al., *Do phosphorus nutrition and iron plaque alter arsenate (As) uptake by rice seedlings in hydroponic culture?* *New Phytologist*, 2004. **162**(2): p. 481-488.
49. Li, R.Y., et al., *Mitigation of Arsenic Accumulation in Rice with Water Management and Silicon Fertilization*. *Environmental Science & Technology*, 2009. **43**(10): p. 3778-3783.
50. Waltham, C.A. and Eick, M.J., *Kinetics Of Arsenic Adsorption On Goethite In The Presence Of Sorbed Silicic Acid*. *Soil Science Society of America Journal*, 2002. **66**(3): p. 818-825.
51. Bogdan, K. and Schenk, M.K., *Arsenic in Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) Related to Dynamics of Arsenic and Silicic Acid in Paddy Soils*. *Environmental Science & Technology*, 2008. **42**(21): p. 7885-7890.
52. Liu, G., Fernandez, A., and Cai, Y., *Complexation of Arsenite with Humic Acid in the Presence of Ferric Iron*. *Environmental Science & Technology*, 2011. **45**(8): p. 3210-3216.
53. Jia, Y., et al., *Biogas slurry application elevated arsenic accumulation in rice plant through increased arsenic release and methylation in paddy soil*. *Plant and Soil*, 2012: p. 1-10.
54. Jia, Y., et al., *Pathways and Relative Contributions to Arsenic Volatilization from Rice Plants and Paddy Soil*. *Environmental Science & Technology*, 2012. **46**(15): p. 8090-8096.
55. Kögel-Knabner, I., et al., *Biogeochemistry of paddy soils*. *Geoderma*, 2010. **157**(1-2): p. 1-14.
56. Langner, P., Mikutta, C., and Kretzschmar, R., *Arsenic sequestration by organic sulphur in peat*. *Nature Geosci*, 2012. **5**(1): p. 66-73.
57. Mikutta, C. and Kretzschmar, R., *Spectroscopic Evidence for Ternary Complex Formation between Arsenate and Ferric Iron Complexes of Humic Substances*. *Environmental Science & Technology*, 2011. **45**(22): p. 9550-9557.
58. Arao, T., et al., *Effects of Arsenic Compound Amendment on Arsenic Speciation in Rice Grain*. *Environmental Science & Technology*, 2011. **45**(4): p. 1291-1297.

59. Huang, H., et al., *Arsenic Speciation and Volatilization from Flooded Paddy Soils Amended with Different Organic Matters*. Environmental Science & Technology, 2012. **46**(4): p. 2163-2168.
60. Mestrot, A., et al., *Field Fluxes and Speciation of Arsines Emanating from Soils*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(5): p. 1798-1804.
61. Zheng, M.-Z., et al., *Differential toxicity and accumulation of inorganic and methylated arsenic in rice*. Plant and Soil, 2012: p. 1-12.
62. Zheng, M.-Z., et al., *Spatial distribution of arsenic and temporal variation of its concentration in rice*. New Phytologist, 2011. **189**(1): p. 200-209.
63. Liu, C.-W., et al., *Arsenic accumulation by rice grown in soil treated with roxarsone*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2009. **172**(4): p. 550-556.
64. Wang, F.-M., et al., *Arsenic Uptake and Accumulation in Rice (Oryza sativa L.) at Different Growth Stages following Soil Incorporation of Roxarsone and Arsanilic Acid*. Plant and Soil, 2006. **285**(1-2): p. 359-367.
65. Xu, X.Y., et al., *Growing rice aerobically markedly decreases arsenic accumulation*. Environmental Science & Technology, 2008. **42**(15): p. 5574-5579.
66. Duxbury, J. and Panaullah, G., *Remediation of Arsenic for agriculture sustainability, food security and health in Bangladesh (Working paper)*. Cornell University and Bangladesh joint publication, FAOWater, FAO, Rome, 2007.
67. Bouman, B., Lampayan, R., and Tuong, T., *Water management in irrigated rice: coping with water scarcity*. 2007: Int. Rice Res. Inst.
68. Stroud, J.L., et al., *The dynamics of arsenic in four paddy fields in the Bengal delta*. Environmental Pollution, 2011. **159**(4): p. 947-953.
69. Ventura, W., et al., *INVOLVEMENT OF NEMATODES IN THE SOIL SICKNESS OF A DRYLAND RICE-BASED CROPPING SYSTEM*. Soil Science and Plant Nutrition, 1981. **27**(3): p. 305-315.
70. Kim, C.H., *Effect of Water-management on the Etiology and Epidemiology of Rice Blast Caused by Pyricularia Oryzae Cav*, 1986, Louisiana State University, Baton Rouge.
71. Bonman, J.M. Compendium of rice diseases, ed. R.K. Webster and P.S. Gunnell. 1992: American Phytopathological Society. 14-17.
72. Tuong, T.P. and Bouman, B.a.M., *Rice production in water-scarce environments*. Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement, 2003. **1**: p. 53-67.
73. Arao, T., et al., *Effects of Water Management on Cadmium and Arsenic Accumulation and Dimethylarsinic Acid Concentrations in Japanese Rice*. Environmental Science & Technology, 2009. **43**(24): p. 9361-9367.
74. Moldenhauer, K. and Slaton, N., *1-Rice Growth and Development*. 2001.
75. Koyama, T., *Arsenic in Soil-Plant System*. Soil Science and Plant Nutrition, 1975. **46**(11): p. 491-502.
76. Inahara, M., Ogawa, Y., and Azuma, H., *Effect of Alkalinity Application on Cadmium Uptake by Lowland Rice under Different Water Managements*. Soil Science and Plant Nutrition, 2007. **78**(3): p. 253-260.
77. Ishikawa, S., et al., *Ion-beam irradiation, gene identification, and marker-assisted breeding in the development of low-cadmium rice*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2012. **109**(47): p. 19166-19171.
78. Zhang, J., et al., *Mapping quantitative trait loci associated with arsenic accumulation in rice (Oryza sativa)*. New Phytologist, 2008. **177**(2): p. 350-355.
79. Norton, G.J., et al., *Environmental and Genetic Control of Arsenic Accumulation and Speciation in Rice Grain: Comparing a Range of Common Cultivars Grown in Contaminated Sites Across Bangladesh, China, and India*. Environmental Science & Technology, 2009. **43**(21): p. 8381-8386.
80. Norton, G.J., et al., *Identification of Low Inorganic and Total Grain Arsenic Rice Cultivars from Bangladesh*. Environmental Science & Technology, 2009. **43**(15): p. 6070-6075.
81. Norton, G.J., et al., *Arsenic Influence on Genetic Variation in Grain Trace-Element Nutrient Content in Bengal Delta Grown Rice*. Environmental Science & Technology, 2010. **44**(21): p. 8284-8288.
82. Norton, G.J., et al., *Variation in grain arsenic assessed in a diverse panel of rice (Oryza sativa) grown in multiple sites*. New Phytologist, 2012. **193**(3): p. 650-664.
83. Pillai, T.R., et al., *Total grain-arsenic and arsenic-species concentrations in diverse rice cultivars under flooded conditions*. Crop Science, 2010. **50**(5): p. 2065-2075.
84. Tuli, R., et al., *Recent advances in arsenic accumulation and metabolism in rice*. Molecular Breeding, 2010. **26**(2): p. 307-323.
85. Ahmed, Z.U., et al., *Genotype and environment effects on rice (Oryza sativa L.) grain arsenic concentration in Bangladesh*. Plant and Soil, 2011. **338**(1-2): p. 367-382.
86. Kuramata, M., et al., *Arsenic accumulation and speciation in Japanese paddy rice cultivars*. Soil Science and Plant Nutrition, 2011. **57**(2): p. 248-258.
87. Kuramata, M., et al., *Genetic diversity of arsenic accumulation in rice and QTL analysis of methylated arsenic in rice grains*. Rice, 2013. **6**(1): p. 3.

88. Torres-Escribano, S., et al., *Total and Inorganic Arsenic Concentrations in Rice Sold in Spain, Effect of Cooking, and Risk Assessments*. Environmental Science & Technology, 2008. **42**(10): p. 3867-3872.
89. Narukawa, T., Hioki, A., and Chiba, K., *Speciation and Monitoring Test for Inorganic Arsenic in White Rice Flour*. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2011. **60**(4): p. 1122-1127.
90. Xie, K., et al., *Arsenic and arsenic speciation and exposure assessment for rice from China's major producing areas by HPLC-ICP-MS*. Environmental Science & Technology, 2013. **in press**.
91. Meharg, A.A., et al., *Speciation and localization of arsenic in white and brown rice grains*. Environmental Science & Technology, 2008. **42**(4): p. 1051-1057.
92. Ackerman, A.H., et al., *Comparison of a Chemical and Enzymatic Extraction of Arsenic from Rice and an Assessment of the Arsenic Absorption from Contaminated Water by Cooked Rice*. Environmental Science & Technology, 2005. **39**(14): p. 5241-5246.
93. M. Smith, N., et al., *Inorganic arsenic in cooked rice and vegetables from Bangladeshi households*. Science of the Total Environment, 2006. **370**(2-3): p. 294-301.
94. Duxbury, J.M., et al., *Food Chain Aspects of Arsenic Contamination in Bangladesh: Effects on Quality and Productivity of Rice*. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2003. **38**(1): p. 61-69.
95. Das, H.K., et al., *Arsenic concentrations in rice, vegetables, and fish in Bangladesh: a preliminary study*. Environment International, 2004. **30**(3): p. 383-387.
96. Sengupta, M.K., et al., *Arsenic burden of cooked rice: Traditional and modern methods*. Food and Chemical Toxicology, 2006. **44**(11): p. 1823-1829.
97. Raab, A., et al., *Cooking rice in a high water to rice ratio reduces inorganic arsenic content*. Journal of Environmental Monitoring, 2009. **11**(1): p. 41-44.
98. Mandal, A., et al., *PHYTOREMEDIATION OF ARSENIC CONTAMINATED SOIL BY PTERIS VITTATA L. I. INFLUENCE OF PHOSPHATIC FERTILIZERS AND REPEATED HARVESTS*. International Journal of Phytoremediation, 2012. **14**(10): p. 978-995.
99. Mandal, A., et al., *Phytoremediation of Arsenic Contaminated Soil by Pteris Vittata L. II. Effect on Arsenic Uptake and Rice Yield*. International Journal of Phytoremediation, 2011. **14**(6): p. 621-628.
100. Rahman, M.A., et al., *Arsenic accumulation in rice (Oryza sativa L.) varieties of Bangladesh: A glass house study*. Water Air and Soil Pollution, 2007. **185**(1-4): p. 53-61.
101. Liu, W.J., et al., *Arsenic sequestration in iron plaque, its accumulation and speciation in mature rice plants (Oryza sativa L.)*. Environmental Science & Technology, 2006. **40**(18): p. 5730-5736.
102. Hua, B., et al., *Arsenic Accumulation in Rice Grains: Effects of Cultivars and Water Management Practices*. Environmental Engineering Science, 2011. **28**(8): p. 591-596.
103. Ren, X.L., et al., *Variations in concentration and distribution of health-related elements affected by environmental and genotypic differences in rice grains*. Rice Sci, 2006. **13**(170): p. 178.

Annexe: Liste des participants**Président
Chine**

WU Yongning, M.D., Ph D
 Chief Scientist and Professor
 Director of Key Lab of Food Safety Risk Assessment, Ministry of Health; and
 China National Center for Food Safety Risk Assessment (CFSA)
 Panjiayuan Nanli 7, Changyang District
 Beijing 100021, PR China
 Tel: 86-10-67779118 or 52165589,
 Fax 86-10-67791253 or 52165489
 E-mail: wuyongning@cfsa.net.cn, china_cdc@yahoo.cn

ZHU Yongguan, Ph D
 Professor of Environmental Biology and Biogeochemistry
 Director General
 Institute of Urban Environment
 Chinese Academy of Sciences
 1799 Jimei Road,
 Xiamen 361021, P R China
 Tel: +86 10 592 6190997
 Fax: +86 10 592 6190977
 E-mail: ygzhu@iue.ac.cn, ygzhu@rcees.ac.cn

**Co-président
Japon**

Mr. Kenji Asakura
 Director
 Plant Products Safety Division
 Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8950, Japan
 E-mail: jppsdcccf@nm.maff.go.jp

Membres participants**Argentine**

Punto Focal - Contact Point
 Codex Alimentarius - ARGENTINA
 Dirección de Relaciones Agroalimentarias Internacionales
 Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca
 Paseo Colón 922 Planta Baja Oficina 29 - Buenos Aires (C1063ACW)
 Tel: (+54 11) 4349-2549/2747
 E-mail: codex@minagri.gob.ar

Australie

Ms Leigh Henderson
 Section Manager
 Food Standards Australia New Zealand
 E-mail: leigh.henderson@foodstandards.govt.nz,
 codex.contact@daff.gov.au

Mr Tonderai Kaitano
 Food Standards Australia New Zealand
 E-mail: tonde.kaitano@foodstandards.govt.nz
 codex.contact@daff.gov.au

Brésil

Lígia Lindner Schreiner
 E-mail: ligia.schreiner@anvisa.gov.br

Canada

Robin Churchill
 Chemical Health Hazard Assessment Division
 Bureau of Chemical Safety, Food Directorate
 Health Products and Food Branch
 Health Canada
 E-mail: robin.churchill@hc-sc.gc.ca

Chine

Dr LI Xiaowei
 Associate Professor
 Key Lab of Food Safety Risk Assessment, Ministry of Health
 China National Center for Food Safety Risk Assessment (CFSA)
 Panjiayuan Nanli 7, Changyang District
 Beijing 100021, PR China
 Tel: 86-10-67791259
 E-mail: lixw@cfsa.net.cn, eveline73@vip.sina.com

Ms SHAO Yi
 Associate Researcher
 Food Safety National Standard Secretary
 China National Center for Food Safety Risk Assessment (CFSA)
 Building 2, Guangqulu 37, Changyang District
 Beijing 100017, PR China
 Tel: 86-10-52165421
 E-mail: shaoy@cfsa.net.cn, sy1982bb@yahoo.com.cn

Mr ZHU Zhiguang
 Director of Standard Section
 Center for Quality and Standard of Grain and Edible Oil
 State Administration of Grain, PR China
 A11, Guohong Building(C), Muxidi Beili. Xicheng District. Beijing
 100038, PR China
 Tel: +86 10 58523389
 E-mail: lybzzzg@163.com

Colombie

Jesús Alejandro Estévez García.
Profesional Especializado
Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos - INVIMA
Cra. 68 D No. 17-11 Bogotá, Colombia.
Tel: 0571-2948700 Ext. 3844-3901.
E-mail: jestevezg@invima.gov.co; jaestevezg@unal.edu.co

Cristian Camilo Diaz Merchan
Profesional Especializado
Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos - INVIMA
Cra. 68 D No. 17-11 Bogotá, Colombia.
Tel: 0571-2948700 Ext. 3844-3901.
E-mail: jestevezg@invima.gov.co; jaestevezg@unal.edu.co

Cuba

Miguel Garcia Roché,
President
Cuba National Technical Committee on Additives and Contaminants in the Foods
E-mail: miguelgarcia@infomed.sld.cu

République dominicaine

Dra. Matilde Vásquez
Nutrición
The Contact Point of the Dominican Republic (PCC-Dominican Republic),
Ministerio de Salud Pública (MSP)
República Dominicana.
Tel: Direct: + 809-541-0382. Other Tel: +809-541-3121, ext. 2382
Fax 809-547-2946
E-mail: codexsespas@yahoo.com

Union européenne

Mr Frank Swartenbroux,
European Union Codex Contact Point
European Commission DG Health and Consumers
Directorate-General
E-mail: frank.swartenbroux@ec.europa.eu, codex@ec.europa.eu

Ghana

Dr. Firibu Kwasi Saalia
Lecturer
Nutrition and Food Science Department, University of Ghana
Accra
Ghana
Tel: +233 243 125 566
E-mail: fsaalia@ug.edu.gh / fsaalia@yahoo.com

Inde

Vinod Kotwal
Director
National Codex Contact Point
Food Safety and Standards Authority of India
Ministry of Health and Family Welfare
FDA Bhawan, Kotla Road,
New Delhi -110002
INDIA
Tel: +91-11-23237439
E-mail: vinod.kotwal@nic.in

Indonésie

Tetty H Sihombing (Mrs)
Director of Food Products Standardization
National Agency of Drug and Food Control
Indonesia
E-mail: tettyhelfery@yahoo.com; codexbpom@yahoo.com

Japon

Mr. Naofumi HAMATANI
Associate Director
Plant Products Safety Division
Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8950, Japan
E-mail: jpsdccccf@nm.maff.go.jp

Dr. Takashi SUZUKI
Deputy Director
Standards and Evaluation Division
Department of Food Safety
Ministry of Health, Labour and Welfare
1-2-2 Kasumigaseki, Chiyoda-ku Tokyo 100-8916, Japan
E-mail: codexj@mhlw.go.jp

Mr. Wataru IIZUKA
Assistant Director
Standards and Evaluation Division
Department of Food Safety
Ministry of Health, Labour and Welfare
1-2-2 Kasumigaseki, Chiyoda-ku Tokyo 100-8916, Japan
E-mail: codexj@mhlw.go.jp

Mr. Ryo IWASE
Section Chief
Standards and Evaluation Division
Department of Food Safety
Ministry of Health, Labour and Welfare
1-2-2 Kasumigaseki, Chiyoda-ku Tokyo 100-8916, Japan
E-mail: codexj@mhlw.go.jp

Mr. Nobuyuki HAMASUNA
Section Chief
Plant Products Safety Division
Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries
1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8950, Japan
E-mail: jpsdccccf@nm.maff.go.jp, codex_maff@nm.maff.go.jp

Dr. Takahiro WATANABE
Section Chief
Division of Foods
National Institute of Health Sciences
1-18-1, Kamiyoga, Setagaya-ku, Tokyo 158-8501, Japan
E-mail: tawata@nihs.go.jp

République de Corée

Hayun Bong
Codex Resercher,
Korea Food and Drug Administration (KFDA)
Korea
E-mail: codexkorea@korea.kr

Won-II Kim, PhD
Senior Researcher
National Academy of Agricultural Science
Department of Agro-Food Safety
Korea
E-mail: wikim721@korea.kr

Ji-Young Kim
Researcher
National Academy of Agricultural Science
Department of Agro-Food Safety
Korea
E-mail: jykim98@korea.kr

Mauritanie

Dr Soumeiya Mint Moustapha,
Toxicologue,
Institut National de Recherches en Santé Publique (INRSP),
Nouakchott - Mauritanie
E-mail: soumeyemoustafa@yahoo.com

Nigéria

Dr Abimbola O. ADEGBOYE
E-mail: adegboye.a@nafdac.gov.ng & bimbostica@yahoo.com
copied to CCP Nigeria at codexng@sononline.org &
bob_king_george@yahoo.com

Philippines

Edith San Juan
Supervising Research Specialist/ OIC-Quality Evaluation Division
National Food Authority - Food Development Center Department of
Agriculture – Philippines
FTI Complex, Taguig City, Philippines
Tel: +6328384448
Fax: +6328384016
E-mail: sanjuanedith@yahoo.com

Mary Grace Gabayoyo
Food-Drug Regulation Officer III
Laboratory Services Division, Food and Drug Administration,
Department of Health, Philippines
Civic Drive, Filinvest Corporate City, Alabang, Muntinlupa City,
Philippines
Tel: +6328571900 local 8201
Fax: +6328070751
E-mail: mggabayoyo@yahoo.com

Thaïlande

Mrs. Chutiwan Jatupompong
Standards officer, Office of Standard Development,
National Bureau of Agricultural Commodity and Food Standards,
50 Phaholyothin Road, Ladyao, Chatuchak,
Bangkok 10900 Thailand
Tel: (+662) 561 2277
Fax: (+662) 561 3357, (+662) 561 3373
E-mail: codex@acfs.go.th; chutiwan9@hotmail.com

Royaume-Uni

Paul Jenkins
Higher Scientific Officer
Food Standards Agency
Environmental & Process Contaminants Branch
Chemical Safety Division
3rd Floor Zone B, Aviation House, 125 Kingsway
London, WC2B 6NH, United Kingdom
Tel: +44 (0)20 7276 8768
E-mail: paul.jenkins@foodstandards.gsi.gov.uk

Uruguay

Raquel Huertas
Head of Atomic Spectrometry Department
Technological Laboratory of Uruguay
E-mail: rhuertas@latu.org.uy
Uruguay Codex Contact Point : codex@latu.org.uy

États-Unis

Henry Kim
U.S. Food and Drug Administration
Center for Food Safety and Applied Nutrition
5100 Paint Branch Parkway
College Park, MD 20740
E-mail: henry.kim@fda.hhs.gov

Lauren Posnick Robin
U.S. Food and Drug Administration
Center for Food Safety and Applied Nutrition
5100 Paint Branch Parkway
College Park, MD 20740
E-mail: lauren.robin@fda.hhs.gov

Consommateurs International

Dr Michael Hansen
Senior scientist, Consumer Reports
E-mail: mhansen@consumer.org

Réseau européen des associations pour les naissances (ENCA)

Maryse Arendt
Chargée de direction
Initiav Liewensufank
20 rue de Contern
L-5955 Itzig
Luxembourg
Phone 00 352 36 05 97-13
Fax: 00 352 36 61 34
E-mail: maryse.arendt@liewensufank.lu

FoodDrinkEurope

Beate Kettlitz
Director
Food Policy, Science and R&D
Food Drink Europe
Avenue des Arts, 43, 1040 Brussels, Belgium
Tel: +32 2 500 87 52
E-mail: b.kettlitz@fooddrinkeurope.eu

Institut des technologies alimentaires®

James R. Coughlin, Ph.D.
President, Coughlin & Associates: Consultants in
Food/Nutritional/Chemical Toxicology and Safety
8 Camillo
Aliso Viejo, CA 92656 USA
E-mail: jrcoughlin@cox.net
Phone: 949-916-6217

Alliance internationale des associations pour les compléments diététiques/alimentaires (IADSA)

Ms Cashmer Dirampaten
Rue de l'Association, 50 / 1000 Brussels / Belgium
Tel: +32 2209 1155
E-mail: cashmerdirampaten@iadsa.org

Mr David Pineda Ereño
Rue de l'Association, 50 / 1000 Brussels / Belgium
Tel: +32 2209 1155
E-mail: davidpineda@iadsa.org

Conseil international des associations de fabricants de produits d'épicerie (ICGMA)

Maia M. Jack, Ph.D.
ICGMA Head Delegate to CCCF
Director, Science Policy - Chemical Safety
1350 I Street, NW, Suite 300
Washington, D.C., 20005
Tel: 202-639-5922 (Office)
Tel: 202-285-6056 (Cel)
Fax: 202-639-5991
E-mail: mjack@gmaonline.org