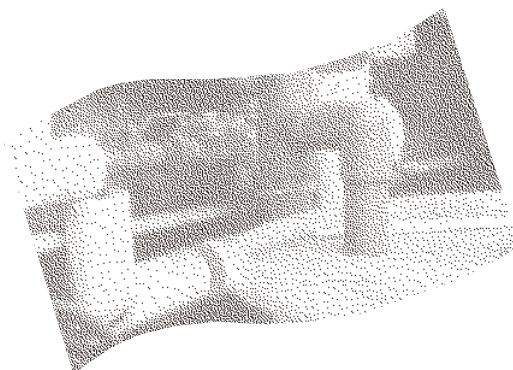


**Portée et limites des données  
de surveillance de l'exposition  
des travailleurs œuvrant  
dans l'industrie  
de l'électrodéposition :  
mise à jour des connaissances**

Ginette Truchon  
Maliheh Vaziri  
Pierre Larivière



**ÉTUDES ET  
RECHERCHES**

R-373

**RAPPORT**





**Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.**

## **NOS RECHERCHES** *travaillent pour vous !*

### **MISSION**

- Contribuer, par la recherche, à la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles ainsi qu'à la réadaptation des travailleurs qui en sont victimes.
- Offrir les services de laboratoires et l'expertise nécessaires à l'action du réseau public de prévention en santé et en sécurité du travail.
- Assurer la diffusion des connaissances, jouer un rôle de référence scientifique et d'expert.

Doté d'un conseil d'administration paritaire où siègent en nombre égal des représentants des employeurs et des travailleurs, l'IRSST est financé par la Commission de la santé et de la sécurité du travail.

### **POUR EN SAVOIR PLUS...**

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour.  
De plus, toutes les publications éditées par l'IRSST peuvent être téléchargées gratuitement.  
**[www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)**

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSST, abonnez-vous gratuitement au magazine *Prévention au travail*, publié conjointement par l'Institut et la CSST.

**Abonnement : 1-877-221-7046**

IRSST - Direction des communications  
505, boul. De Maisonneuve Ouest  
Montréal (Québec)  
H3A 3C2  
Téléphone : (514) 288-1551  
Télécopieur : (514) 288-7636  
[publications@irsst.qc.ca](mailto:publications@irsst.qc.ca)  
**[www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)**

© Institut de recherche Robert-Sauvé  
en santé et en sécurité du travail,  
juin 2004

# Portée et limites des données de surveillance de l'exposition des travailleurs œuvrant dans l'industrie de l'électrodéposition : mise à jour des connaissances

Ginette Truchon et Maliheh Vaziri, Hygiène du travail, IRSST  
Pierre Larivière, Services et expertises de laboratoire, IRSST

ÉTUDES ET  
RECHERCHES

RAPPORT

Cliquez recherche  
[www.irsst.qc.ca](http://www.irsst.qc.ca)



Cette publication est disponible  
en version PDF  
sur le site Web de l'IRSST.

Cette étude a été financée par l'IRSST. Les conclusions et recommandations sont celles des auteurs.

**CONFORMÉMENT AUX POLITIQUES DE L'IRSST**

**Les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document  
ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.**

## **SOMMAIRE**

L'industrie de l'électrodéposition constitue un milieu de travail complexe par la nature des procédés et des produits chimiques utilisés. Dans ce contexte, la surveillance des travailleurs pose des défis aux médecins responsables, notamment en ce qui a trait à l'interprétation des résultats de surveillance biologique puisque aucun indice biologique d'exposition (IBE) n'est documenté présentement dans la littérature pour les principaux métaux retrouvés dans ce type d'industrie, soit le chrome, le nickel et le zinc. Cette activité a pour objectif d'effectuer une mise à jour des connaissances disponibles sur la surveillance de l'exposition à ces métaux (surveillance biologique et surveillance environnementale) et sur la relation existant entre ces différents indicateurs et les effets sur la santé.

Les effets rapportés dans la littérature relativement à l'exposition au chrome dans l'industrie de l'électrodéposition sont principalement des ulcérations et des perforations de la cloison nasale, une irritation et une sensibilisation cutanée et respiratoire, une diminution de la capacité respiratoire, de l'asthme bronchique et des cas de cancers broncho-pulmonaires après plusieurs années d'exposition. Des effets au niveau rénal ont également été rapportés.

Le Cr(VI) tel qu'il se présente dans les industries d'électrodéposition, c'est-à-dire principalement sous la forme de brouillard, peut être facilement réduit en Cr(III) ce qui peut affecter, selon la méthode utilisée, la représentativité des données de surveillance environnementale et par le fait même l'établissement d'une relation entre les niveaux ambiants, les concentrations biologiques et les effets. Il est impératif de développer et d'implanter des outils fiables pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs au chrome dans ce domaine. Des groupes d'experts internationaux se penchent actuellement sur cette question.

Parmi les études recensées, seulement deux d'entre elles rapportent les équations des droites obtenues entre les mesures de surveillance biologique et environnementale et permettent de proposer un indice biologique d'exposition pour le chrome dans l'industrie de l'électrodéposition. Selon ces études, le niveau de chrome urinaire attendu à la fin du dernier quart de travail de la semaine pour une exposition de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de l'ordre de 200-300 nmol/mmol créatinine (cr). Cette valeur doit cependant être utilisée avec prudence compte tenu du peu de données disponibles et des problèmes techniques pouvant être rencontrés dans la détermination des niveaux ambiants de Cr(VI).

Les limites actuelles associées aux différents outils disponibles pour la précision des expositions au chrome expliquent, en partie seulement, les difficultés rencontrées relativement à la caractérisation de la relation entre l'exposition et les effets. D'autres considérations, telles le contact cutané direct et l'exposition cumulative dans le temps peuvent également contribuer à l'apparition d'ulcération ou de perforation nasale malgré de faibles niveaux d'exposition.

Le nickel est un allergène cutané et peut entraîner l'apparition de dermatoses eczématiformes. Des cas d'asthme, des dermatoses de contact, des urticaires et des rhinites ont également été rapportés suite à l'exposition aux dérivés solubles du nickel. L'effet cancérigène des dérivés du nickel n'a pu être démontré hors de tout doute pour le domaine de l'électrodéposition.

Parmi les études recensées, deux d'entre elles rapportent les équations des droites obtenues entre les mesures de surveillance biologique et environnementale et permettent de proposer un indice biologique d'exposition pour le nickel dans l'industrie de l'électrodéposition (Ghezzi et coll., 1989; White et Boran, 1992). Selon ces études, le niveau de nickel urinaire attendu à la fin du dernier quart de travail de la semaine pour une exposition de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de l'ordre de 150 nmol/mmol cr. Cette valeur doit cependant être utilisée avec prudence compte tenu du peu de données disponibles. Peu d'informations quantitatives sont disponibles relativement à la relation dose/effet.

Aucune étude n'a été recensée relativement à l'étude de la relation dose/effet pour le zinc dans le domaine de l'électrodéposition. Aucune valeur de référence ne peut être proposée.

L'élimination à la source ou la diminution des niveaux d'exposition par diverses modifications au niveau de l'environnement ou des habitudes de travail demeure la solution à privilégier. La substitution du Cr(VI) par le Cr(III) pour le chromage mince a été suggérée par certains auteurs (Williams, 1996). L'optimisation de l'efficacité de l'électrodéposition en ajustant certains paramètres tels la température du bain et le courant électrique ainsi que l'utilisation de catalyseurs, d'agents anti-moussants, de couverts sur les bains et l'automatisation du procédé permettent de diminuer les concentrations de contaminants dans l'air (Kuo et coll., 1997b). Les niveaux d'exposition dépassent rarement les normes dans les usines dont les systèmes de captation à la source sont efficaces (Hery et coll., 1990). De plus, l'automatisation des procédés mis en place dans le but d'augmenter la productivité dans certaines usines s'est avérée très efficace pour réduire l'exposition des travailleurs puisque ces derniers séjournent moins longtemps près des bains (Hery et coll., 1990).

Compte tenu de l'absence de valeurs de référence validées et du manque de connaissance relativement à la relation dose/réponse pour les différents métaux rencontrés dans le domaine de l'électrodéposition, les données de surveillance biologique doivent être interprétées avec prudence. Les surveillances biologique et environnementale doivent être utilisées de façon complémentaire afin de documenter adéquatement l'exposition des travailleurs tout en tenant compte des limites associées à ces différents indicateurs à l'égard de leur représentativité en terme d'exposition et de risque sur la santé.

## TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION .....	1
2	RAPPEL DES OBJECTIFS DE RECHERCHE.....	1
3	MÉTHODOLOGIE.....	1
4	RÉSULTATS.....	2
4.1	Description des procédés et de l'environnement de travail .....	2
4.2	Chrome.....	4
4.2.1	Méthodes d'échantillonnage et d'analyse du chrome dans l'air .....	4
4.2.2	Concentrations du chrome dans l'air .....	6
4.2.3	Concentrations de chrome urinaire .....	8
4.2.4	Autres indicateurs biologiques d'exposition au chrome.....	10
4.2.5	Relation entre les niveaux ambiants de chrome et les effets sur la santé .....	12
4.2.6	Relation entre les niveaux de chrome urinaire et les effets sur la santé .....	15
4.2.7	Relation entre les niveaux ambiants de chrome et les concentrations de chrome urinaire .....	17
4.3	Nickel .....	18
4.3.1	Méthodes d'échantillonnage et d'analyse du nickel dans l'air .....	18
4.3.2	Concentrations du nickel dans l'air.....	18
4.3.3	Concentrations de nickel urinaire .....	20
4.3.4	Relation entre l'exposition au nickel et les effets sur la santé .....	21
4.3.5	Relation entre les niveaux ambiants de nickel et les concentrations de nickel dans les milieux biologiques.....	21
4.4	Exposition au zinc et à d'autres métaux .....	22
5	DISCUSSION .....	23
5.1	Chrome.....	23
5.1.1	Portée et limites des données de surveillance environnementale .....	24
5.1.2	Portée et limites des données de surveillance biologique.....	25
5.2	Nickel .....	27
5.2.1	Portée et limites des données de surveillance environnementale .....	27
5.2.2	Portée et limites des données de surveillance biologique.....	27
6	CONCLUSION.....	28
7	APPLICABILITÉ DES RÉSULTATS .....	30
8	RETOMBÉES ÉVENTUELLES.....	30
9	RÉFÉRENCES .....	30
	Annexe 1 .....	37

Annexe 2 .....	40
Annexe 3 .....	41
Annexe 4 .....	44
Annexe 5 .....	45

## **1 INTRODUCTION**

Cette activité vise à soutenir un groupe de médecins québécois dans l'élaboration d'un guide de surveillance médicale des travailleurs de l'industrie de l'électrodéposition et pour la mise en place des méthodes les plus appropriées pour une évaluation représentative des expositions en milieu de travail.

L'industrie de l'électrodéposition constitue un milieu de travail complexe par la nature des procédés et des produits chimiques utilisés. Dans ce contexte, la surveillance des travailleurs pose des défis aux médecins responsables, notamment en ce qui a trait à l'interprétation des résultats de surveillance biologique puisque aucun indice biologique d'exposition (IBE) n'est documenté présentement dans la littérature pour les principaux métaux retrouvés dans ce type d'industrie, soit le chrome, le nickel et le zinc. Plusieurs autres contaminants sont également présents dans les usines d'électrodéposition, mais seuls les trois métaux mentionnés ci-haut seront considérés dans cette étude.

Pour le chrome, les IBE recommandés par l'ACGIH (2003) ne s'appliquent qu'aux opérations de soudage à l'arc (acier inoxydable) ou autres procédés semblables générant des fumées. Le chrome VI (Cr(VI)) tel qu'il se présente dans les industries d'électrodéposition, c'est-à-dire principalement sous la forme de brouillard, peut être facilement réduit en chrome III (Cr(III)) ce qui peut affecter, selon la méthode utilisée, la représentativité des données de surveillance environnementale et par le fait même l'établissement d'une relation entre les niveaux ambiants et les concentrations biologiques. Pour le nickel et le zinc, aucune valeur de référence n'est actuellement proposée pour l'interprétation des données de surveillance biologique. Cette activité a pour objectif d'effectuer une mise à jour des connaissances disponibles sur la surveillance de l'exposition (surveillance biologique et surveillance environnementale) au chrome, au nickel et au zinc dans le domaine de l'électrodéposition et sur la relation existant entre ces différents indicateurs et les effets sur la santé.

## **2 RAPPEL DES OBJECTIFS DE RECHERCHE**

L'objectif spécifique de cette activité vise à mettre à jour les connaissances disponibles sur les relations existant entre les niveaux biologiques de chrome, de nickel et de zinc, les niveaux ambiants de ces contaminants et les effets sur la santé (autres que cancérogènes) et de préciser les avantages et les limites des différents indicateurs d'exposition pour le domaine de l'électrodéposition.

## **3 MÉTHODOLOGIE**

Une revue de la littérature contenue dans les banques bibliographiques informatisées POLTOX, MEDLINE et TOXLINE a été effectuée afin de documenter les relations exposition/effet sur la santé et concentration dans l'air/concentration biologique pour les principaux métaux rencontrés dans l'industrie de l'électrodéposition, soit le chrome, le nickel et le zinc. Comme il s'agit d'une mise à jour des connaissances, ces différentes banques ont été

interrogées plus spécifiquement pour les années 1990-2003, plusieurs articles moins récents ont également été consultés. Une attention particulière a été portée aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées dans le cadre des différentes études recensées.

À la demande des médecins, les analyses environnementales et toxicologiques effectuées par les laboratoires de l'IRSST pour le chrome, le nickel et le zinc pour les années 1995 à 2002 sont également présentées.

## **4 RÉSULTATS**

Les résultats issus de la revue de la littérature sont présentés dans cette section. Avant d'aborder la question des différentes relations existant entre les niveaux ambiants de contaminants, les indicateurs biologiques et les effets sur la santé, nous décrirons brièvement les principaux procédés et contaminants retrouvés dans l'industrie de l'électrodéposition de même que certaines particularités associées à l'environnement ou à la forme chimique des substances. Les différentes caractéristiques associées à l'environnement de travail ou aux substances en présence peuvent avoir un impact sur l'évaluation et l'interprétation des données d'exposition des travailleurs.

### **4.1 Description des procédés et de l'environnement de travail**

Les travailleurs de l'industrie de l'électrodéposition sont exposés à plusieurs substances chimiques présentes dans l'environnement de travail sous la forme de brouillard (aérosols), de poussières ou de vapeurs. Les contaminants retrouvés sont des métaux, principalement le chrome et le nickel, mais aussi le zinc, l'étain, le cuivre, l'argent, le plomb, l'or et le cadmium, des acides (p.ex. acide chlorhydrique, acide sulfurique, acide nitrique, acide fluorhydrique, acide borique, acide cyanhydrique), des bases (p.ex. hydroxyde de sodium, hydroxyde de potassium), des solvants, des agents tensio-actifs et complexants ainsi que des additifs (Blair et Mason, 1980; Hery et coll., 1990; Mahieu et coll., 1990).

L'électrodéposition correspond à un ensemble de procédés par lesquels une couche de métal est appliquée à un produit, souvent une pièce métallique, pour en améliorer les caractéristiques physiques (p.ex. chromage épais, 5-10  $\mu\text{m}$ ) ou pour en améliorer l'apparence (p.ex. chromage mince, 0,5-1  $\mu\text{m}$ ) (BIT, 2002; Guillemain et Berode, 1978; Barceloux, 1999a). Préalablement ou après l'étape d'électrodéposition, les pièces subissent différentes étapes de préparation, de nettoyage ou de finition pour lesquelles des techniques de meulage, de brossage, de polissage, de décapage et de dégraissage sont utilisées. Ces opérations peuvent conduire à des expositions aux poussières de métaux, principalement sous la forme d'oxydes, aux solvants et aux solutions acides et alcalines (Kiilunen et coll., 1997; BIT, 2002).

Lors de l'application de la couche de métal, la pièce à traiter est reliée à une source de courant et plongée dans le bain contenant une solution électrolytique. Les ions positifs de l'anode métallique du bain migrent alors vers la pièce à traiter qui agit comme cathode, et s'y déposent en une mince couche. Le procédé se poursuit jusqu'à ce que le revêtement atteigne l'épaisseur désirée. La pièce métallique est alors égouttée, lavée, séchée et polie (BIT, 2002). Cette étape du procédé peut être une source de contamination (Hery et coll., 1990). Le chromage épais

implique surtout le chrome, tandis que le chromage mince fait intervenir plusieurs types de bains menant à l'utilisation de plusieurs métaux (p.ex. nickel, cadmium, zinc) et autres produits chimiques (Guillemin et Berode, 1978).

Les émissions gazeuses dépendent surtout de la température des bains et peuvent être favorisées dans certaines circonstances par les opérations d'égouttage des pièces. L'opération d'égouttage des pièces favorise également le contact cutané avec les différentes solutions contenues dans les bains (Hery et coll., 1990; Mahieu et coll., 1990). Les aérosols sont pour leur part formés suite à la production de bulles d'oxygène et d'hydrogène qui éclatent à la surface des bains. L'importance de cette génération dépend des caractéristiques du bain telles que la densité du liquide, sa composition, sa température et sa viscosité. Certains auteurs rapportent que le brassage des bains à l'aide d'air comprimé tel que pratiqué dans certaines usines peut également contribuer à la génération d'aérosols (Hery et coll., 1990; Bright et coll., 1997; Guillemin et Berode, 1978). L'utilisation de balles flottantes ou d'agents surfactants aide à réduire la formation d'aérosols (Guillemin et Berode, 1978). Cependant, lors du chromage épais, les surfactants peuvent être rapidement détruits en raison des températures élevées. L'utilisation de balles flottantes à la surface des bains peut être un inconvénient lors du chromage mince car les pièces doivent être manipulées fréquemment (Guillemin et Berode, 1978).

Règle générale, les niveaux d'exposition sont plus importants près des bains et diminuent à mesure qu'on s'en éloigne (Kuo et coll., 1997a). Les travailleurs directement près des bains présentent donc une exposition plus importante que le personnel attiré à d'autres postes (Hery et coll., 1990). Différentes études rapportent que la granulométrie des aérosols retrouvés à différents endroits dans les usines d'électrodéposition varie entre 0,1 et 25  $\mu\text{m}$  (Bonin et coll., 1995; Kuo et coll., 1997a; Lindberg et coll., 1985; Rondia et Closset, 1983). La grosseur des particules dans l'air diminue à mesure que l'on s'éloigne des bains (Lindberg et coll., 1985; Kuo et coll., 1997a). Selon Kuo et coll. (1997a), la grosseur des particules retrouvées en zone respiratoire des travailleurs serait de l'ordre de 0,75 à 4,73  $\mu\text{m}$ . La ventilation, la température ambiante, le courant présent dans le bain et la concentration d'acide chromique sont des facteurs pouvant influencer la distribution des particules dans l'air en fonction de leur granulométrie (Kuo et coll., 1997a). La grosseur des particules est un facteur important à considérer en terme d'évaluation du risque pour la santé. En effet, plus la particule sera grosse, plus la probabilité que celle-ci soit captée au niveau de la muqueuse nasale sera importante ce qui peut se traduire par l'apparition d'ulcères et de perforations nasales, alors que plus la particule sera petite, plus cette dernière pourra pénétrer profondément dans le poumon et contribuer au cancer bronchique ou encore, être absorbée et contribuer à l'exposition systémique (Kuo et coll., 1997a).

Plusieurs caractéristiques du bain ou de l'environnement de travail peuvent influencer les niveaux d'exposition. Ainsi, pour le chromage mince, la densité du liquide et la température du bain sont moins élevées que pour le chromage épais, ce qui réduit la production d'aérosols. Par contre, cet effet peut être contrebalancé par une fréquence plus importante des manipulations pour le chromage mince, puisque ce procédé prend moins de temps que le chromage épais (Guillemin et Berode, 1978). Plusieurs autres facteurs tels que la ventilation locale ou générale, la grandeur des pièces, la grandeur et le nombre de bains, la température des bains, la

composition et la concentration du liquide, l'agitation, le temps d'activité (temps effectif pendant lequel le dépôt électrolytique s'effectue), l'utilisation ou non de couvercle au-dessus des bains, le mode de transfert des pièces (manuel ou automatisé) et les habitudes de travail peuvent influencer les niveaux d'exposition (Guillemin et Berode, 1978; Mahieu et coll., 1990). Les systèmes de captation à la source jouent un rôle primordial sur les niveaux de contaminants. L'absence ou le mauvais fonctionnement de ces dispositifs peut entraîner des niveaux d'exposition dépassant les normes (Hery et coll., 1990; Mahieu et coll., 1990; Kuo et coll., 1997b).

## **4.2 Chrome**

Le Cr(VI) est la forme chimique principalement rencontrée dans ce type d'industrie. Le Cr(VI) peut cependant subir une réduction significative en Cr(III) entre le moment de l'émission et son analyse (Ashley et coll., 2003; Hery et coll., 1990). Afin d'interpréter adéquatement tout résultat, un regard critique sur les méthodes d'analyse et d'échantillonnage est nécessaire.

### **4.2.1 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse du chrome dans l'air**

Différentes techniques analytiques sont disponibles relativement au dosage du chrome dans l'air. Le choix de la méthode repose essentiellement sur la forme chimique à déterminer : Cr(VI) (dérivés solubles et insolubles) ou chrome total.

#### **4.2.1.1 Méthodes d'analyse des dérivés solubles du chrome VI**

Dans l'industrie de l'électrodéposition, le chrome se retrouve principalement sous la forme de dérivés solubles du Cr(VI). Pour cette raison, dans les lignes qui suivront, nous porterons une attention particulière sur l'échantillonnage et l'analyse de ce type de composé.

La réduction du Cr(VI) en Cr(III) peut se faire par réaction avec les polymères constituant les filtres d'échantillonnage. Les filtres de cellulose ou de fibre de verre peuvent engendrer une réduction significative du Cr(VI) et leur utilisation n'est donc pas recommandée. Les filtres acceptables pour l'échantillonnage du Cr(VI) sont les filtres de fluorure ou de chlorure de polyvinyle (FPV et CPV), de polytétrafluoroéthylène (PTFE), de polymères CPV- ou FPV-acrylique et de fibres de quartz (Ashley et coll., 2003). Le Cr(VI) peut également réagir avec les poussières présentes sur les filtres et contenant des agents réducteurs provenant du milieu de travail (p. ex. poussières de métaux, particulièrement Fe(II) ou encore, certaines particules organiques). La problématique de réduction du Cr(VI) est particulièrement préoccupante lors de l'échantillonnage de brouillards d'acide chromique puisque cette forme chimique est facilement réduite en Cr(III) en milieu acide (Foster et coll., 1996). Ainsi, la proportion Cr(VI)/Cr total peut varier en fonction du pouvoir « réducteur » de l'environnement et peut être de l'ordre de 30 à 73% selon les milieux (Guillemin et Berode, 1978; Hery et coll., 1990). Il est possible de diminuer la réduction du Cr(VI) en imprégnant les filtres d'une solution alcaline (p.ex. NaOH) (Foster et coll., 1996), cependant certains types de filtres sont moins compatibles avec ce prétraitement alcalin. L'utilisation des filtres FPV et FPV-acrylique est recommandée dans ces circonstances (Ashley et coll., 2003).

Une fois l'échantillonnage terminé, les filtres sont acheminés au laboratoire où des méthodes analytiques spécifiques permettent la détermination de la concentration de Cr(VI). Cependant, il est clair que les dérivés du chrome initialement présents sous la forme de Cr(VI), mais ayant subi une réduction en Cr(III) entre le moment de l'émission du contaminant dans l'air et son analyse en laboratoire, ne seront pas quantifiés par ces méthodes. Cette situation peut parfois engendrer une sous-estimation de l'exposition des travailleurs. La stabilisation du chrome sous la forme Cr(VI) jusqu'à son analyse constitue le principal défi pour une détermination rigoureuse et représentative de l'exposition des travailleurs à ce type de dérivés.

Selon la méthode #7604 de NIOSH, les dérivés solubles du Cr(VI) présents sur les filtres peuvent être récupérés dans l'eau déminéralisée puis analysés par chromatographie ionique (NIOSH, 1994a). Selon la méthode #7600, le Cr(VI) présent sur les filtres est récupéré dans une solution d'acide sulfurique, suivi d'une étape de réaction avec le diphénylcarbazide. La concentration de chrome présente dans l'échantillon est proportionnelle à la formation du complexe coloré Cr-diphénylcarbazide et peut être quantifiée par spectrophotométrie visible (NIOSH, 1994b). Les deux méthodes décrites ci-haut utilisent des filtres CPV (non imprégnés) pour l'échantillonnage. Bien que les caractéristiques intrinsèques de ces filtres limitent la réduction du Cr(VI), ce dernier peut quand même être réduit par des poussières « réductrices » présentes sur les filtres. Il est également possible de récupérer et d'analyser les dérivés insolubles du chrome VI en utilisant une solution de NaOH/Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> pour l'extraction. La méthode en vigueur dans les laboratoires de l'IRSST pour la détermination de Cr(VI) total utilise ce type d'extraction, suivi de la réaction avec le diphénylcarbazide et de l'analyse par chromatographie ionique.

La méthode OSHA ID-215 (OSHA, 1998) consiste en l'utilisation de filtres CPV pour l'échantillonnage, lesquels sont ensuite extraits avec une solution Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>/NaHCO<sub>3</sub> puis analysés par chromatographie ionique pour la détermination du contenu en Cr(VI) (solubles + insolubles). Cette méthode remplace la méthode ID-103 (OSHA, 1990) dans laquelle les concentrations de Cr(VI) (solubles + insolubles) sont déterminées par polarographie. Tout comme pour les méthodes NIOSH, les caractéristiques intrinsèques de ces filtres limitent la réduction du Cr(VI). Par contre, comme ils ne sont pas imprégnés d'une solution alcaline, ceci ne prévient pas la réduction du Cr(VI) par des poussières « réductrices » présentes sur les filtres.

Une autre méthode parfois rapportée dans la littérature, quoique beaucoup moins utilisée maintenant, consiste à déterminer la concentration de Cr(VI) par absorption atomique suite à une extraction du Cr(VI) ayant réagi avec le chlorure de benzyldiméthyltétradécylammonium (Zéphiramine) (Fukamachi, 1974).

#### **4.2.1.2 Méthodes d'analyse du chrome total**

Plusieurs études dans le domaine de l'électrodéposition rapportent les concentrations de chrome sous la forme de chrome total (dérivés solubles et insolubles du Cr(III) et du Cr(VI)). Les filtres échantillonnés (souvent en ester de cellulose ou ester de cellulose mélangée) sont digérés dans l'acide et la solution est ensuite analysée par spectrométrie d'absorption atomique

(NIOSH, 1994c; OSHA, 2002a) ou par spectrométrie d'émission atomique avec ionisation par plasma inductif (NIOSH, 1994d; OSHA, 2002b).

L'instabilité du Cr(VI) de même que les différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse qui peuvent être utilisées appellent à une grande prudence en ce qui concerne la comparaison ou l'interprétation des différentes données d'exposition rapportées dans la littérature.

#### 4.2.2 Concentrations du chrome dans l'air

Le tableau 1 résume les niveaux d'exposition rapportés selon différentes études menées dans des usines d'électrodéposition. Seule la distinction entre chrome total et Cr(VI) a été retenue pour la présentation de ce tableau.

Selon les données qui y sont présentées, les expositions au chrome semblent moins importantes lors du chromage mince comparativement au chromage épais (Lindberg et coll., 1985; Kuo et coll., 1997a; Liu et coll., 1998; Mutti et coll., 1985; Chen et coll., 2002). Selon une estimation faite à partir des résultats présentés par Chen et coll. (2002), 12% des expositions lors du chromage épais sont susceptibles de dépasser la norme de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alors que ce pourcentage est négligeable pour le chromage mince. Les expositions sont susceptibles d'être plus importantes lors du chromage épais car lors de ce procédé, l'intensité du courant, la concentration d'acide chromique, la durée de placage de même que la température des bains sont plus élevées que lors du chromage mince (Lindberg et coll., 1985). Selon certains auteurs, cette différence ne serait cependant nettement observable que lorsque les systèmes de captation à la source sont absents ou déficients (Lindberg et coll., 1985).

Les niveaux d'exposition rencontrés en zone respiratoire des travailleurs sont souvent inférieurs à la norme en vigueur au Québec pour le Cr(VI), soit  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et ce sont surtout les travailleurs oeuvrant près des bains ou dans des milieux de travail où la ventilation à la source était absente ou déficiente qui présentaient les niveaux d'exposition les plus élevés (Hery et coll., 1990; Mutti et coll., 1985; Liu et coll., 1998; Chen et coll., 2002). Selon Lindberg et coll. (1985), les niveaux d'exposition au chrome sont prédictibles en fonction de la distance par rapport aux bains et de la surface des pièces à traiter. Toujours selon ces mêmes auteurs, les expositions diminuent de façon importante lorsque les bains sont couverts ou lorsque les systèmes de captation à la source sont efficaces.

Selon Kuo et coll. (1997a), le tiers des industries de l'électrodéposition à Taïwan dépassent leur valeur limite d'exposition de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le Cr(VI). L'étude de Lurie et Wolfe (2002), qui résume les résultats des inspections de OSHA de 1990 à 2000, rapportent 167 résultats inférieurs à la limite de détection de  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et 65 résultats se situant entre  $0,01$  à  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Seulement 8% des résultats dépassent la limite permise par OSHA, soit  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Cr(VI)).

Les statistiques d'analyses de l'IRSST concernant le domaine de l'électrodéposition (de 1995 à 2002), montrent qu'entre 70 et 95 % des résultats d'analyse de Cr(VI) étaient inférieurs à 50 % de la norme québécoise. Selon les années, 2 à 11% des résultats dépassaient la norme pour le Cr(VI) (moyenne de 160 analyses par année). Pour les analyses de chrome total et pour la même période de temps, entre 62 et 85 % des résultats étaient inférieurs à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et 3 à 10 %

des résultats étaient supérieurs à  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit la norme en vigueur pour le chrome total (moyenne de 481 analyses par année). Il faut noter que les informations disponibles dans la base de données de l'IRSST relativement à la stratégie et aux prélèvements sont limitées. Ces résultats ne doivent donc être utilisés que pour dégager de grandes tendances (annexe 1).

**Tableau 1 – Exposition au chrome dans les usines d'électrodéposition. Prélèvement personnel en zone respiratoire des travailleurs.**

Procédé Études	Chromage épais ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Chromage mince ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Procédés divers ou non spécifiés ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
Lindberg et coll., 1985	<46 n=36 Cr(VI)		<0,5 n=36 Cr(VI)		--	
Hery et coll., 1990	--		--		<100 n=64 Cr(VI)	
Kuo et coll., 1997a	0,1 – 40 n=10 Cr total		0,3 – 5 n=6 Cr total		--	
Liu et coll., 1998	0,4 – 183 n=34 Cr total		0,3 – 3,3 n=98 Cr total		--	
Bright et coll., 1997	--		0,5 – 50 n=56 Cr total		4 – 19 n=4 Cr total	
Huang et coll., 1999	--		--		65±24 n=25 Cr total	
Mutti et coll., 1985	4 – 146 n=24 Cr(VI)	6 -160 n=24 Cr total	0 –31 n=16 Cr(VI)	0 –39 n=16 Cr total	--	
Lukanova et coll., 1996	--		--		0,5 – 130 n=11 Cr(VI)	9 – 327 n=14 Cr total
Silva et coll., 1996	--		--		0,2 – 8 n=22 Cr total	
Vaglenov et coll., 1999	--		--		< 83 n=30 Cr total	
Chen et coll., 2002	4,4 – 96 n=30 Cr(VI)		0,34 – 14 n=27 Cr(VI)		--	
Lurie et Wolfe, 2002	--		--		0,01 – 400 n=65 Cr(VI)	

### 4.2.3 Concentrations de chrome urinaire

La mesure du chrome urinaire reflète la quantité totale de chrome (Cr(III), Cr(VI) et Cr métal) absorbée par les travailleurs (Kortenkamp, 1997). L'absorption pulmonaire et cutanée du chrome est dépendante de la grosseur des particules, de la valence et de la solubilité des dérivés en présence. L'absorption des dérivés du Cr(VI) est plus importante que celle du Cr(III) ou du Cr métal ce qui fait en sorte que pour un même niveau d'exposition et une même distribution granulométrique, les concentrations urinaires seront plus importantes pour une exposition aux dérivés du Cr(VI) comparativement aux autres espèces chimiques. Outre les niveaux d'exposition, la grosseur des particules, l'hygiène personnelle, les habitudes de travail et le port d'équipement de protection personnelle peuvent influencer les concentrations de chrome urinaire (Lumens et coll., 1993; Kuo et coll., 1997a).

Le tableau 2 résume les concentrations de chrome urinaire rapportées selon différentes études menées dans des usines d'électrodéposition. Tout comme la mesure des concentrations ambiantes de chrome, les niveaux urinaires semblent plus élevés chez les travailleurs attirés au chromage épais comparativement au chromage mince (Sarto et coll., 1982; Lai et coll., 1998; Mutti et coll., 1985; Chen et coll., 2002). La plupart des études rapportent des niveaux de chrome urinaire inférieurs à 80 nmol/mmol créatinine (cr). Deux études, celles de Lumens et coll. (1993) et Chen et coll. (2002) rapportent cependant des résultats plus élevés de l'ordre de 300-400 nmol/mmol cr<sup>1</sup> pour certains travailleurs. Ces résultats sont associés à des individus oeuvrant près des baignoires et dans des milieux de travail où la ventilation est absente ou déficiente (Lumens et coll., 1993; Chen et coll., 2002). En concordance avec les données de la littérature, entre 96 et 100% des résultats d'analyses de chrome urinaire effectués par les laboratoires de l'IRSST, entre 1995 et 2002 pour l'industrie de l'électrodéposition, étaient inférieurs à 60 nmol/mmol cr (annexe 2).

---

<sup>1</sup> Les valeurs rapportées par Lumens et coll. (1993) ont été converties en nmol/mmol cr en considérant une concentration moyenne de créatinine de 12,5 mmol/L.

**Tableau 2 – Concentrations de chrome urinaire rapportées chez les  
travailleurs de l'électrodéposition**

<b>Procédé Études</b>	<b>Chromage épais (nmol/mmol cr)</b>	<b>Chromage mince (nmol/mmol cr)</b>	<b>Procédés divers ou non spécifiés (nmol/mmol cr)</b>
<b>Lin et coll., 1994</b>	--	--	0,7 – 79 FDQS <sup>1</sup> n=78
<b>Lumens et coll., 1993</b>	--	--	6 – 4090 nmol/L FQ <sup>1</sup> n=29
<b>Nagaya et coll., 1994</b>	--	--	nd – 43 FQ <sup>1</sup> n=166
<b>Sarto et coll., 1982</b>	26±19 NS <sup>1</sup>	15±7 NS <sup>1</sup>	--
<b>Lai et coll., 1998</b>	32±46 NS <sup>1</sup> n=14	14±24 NS <sup>1</sup> n=34	--
<b>Huang et coll., 1999</b>	--	--	11±7 FQ <sup>1</sup> n=25
<b>Mutti et coll., 1985</b>	33±21 FQ <sup>1</sup>  13±7 AQ <sup>1</sup> n=24	13±9 FQ <sup>1</sup>  4,1±3, AQ <sup>1</sup> n=16	--
<b>Lukanova et coll., 1996</b>	--	--	9±7 DQ <sup>1</sup>  20±18 FQ <sup>1</sup> n=14
<b>Chen et coll., 2002</b>	17-408 FDQS <sup>1</sup> n=30	1,4-63 FDQS <sup>1</sup> n=27	--
<b>Verschoor et coll., 1988</b>	--	--	2,2-74 FDQS <sup>1</sup> n=29
<b>Vaglenov et coll., 1999</b>	--	--	10-672 nmol/L NS <sup>1</sup> n=35

<sup>1</sup> Moment de prélèvement: FQ: fin du quart de travail; FDQS : fin du dernier quart de travail de la semaine; DQ : début du quart de travail; AQ : augmentation pendant le quart de travail; NS : non spécifié par les auteurs.

#### 4.2.4 Autres indicateurs biologiques d'exposition au chrome

Afin de bien saisir à la fois la signification, mais aussi les limites associées aux différents indicateurs biologiques de l'exposition au chrome, il est important de mentionner que, peu importe la forme chimique à laquelle est exposé le travailleur (Cr(VI) ou Cr(III)) et peu importe la matrice biologique choisie, l'espèce chimique dosée est le Cr(III). En effet, une fois dans l'organisme, le Cr(VI) est rapidement réduit sous la forme de Cr(III) et c'est sous cette forme qu'on le retrouve dans le sang (plasma ou sérum) et dans l'urine. Ces mesures reflètent donc la quantité totale de chrome absorbée par l'organisme que ce soit sous la forme de Cr(VI) ou de Cr(III) et ne permettent pas de discriminer l'exposition à ces différentes formes. Une fois dans l'organisme, le Cr(VI), contrairement au Cr(III), peut cependant traverser les membranes cellulaires et se retrouver à l'intérieur des lymphocytes ou des érythrocytes (Lukanova et coll., 1996). La mesure du chrome intra-érythrocytaire ou intra-lymphocytaire peut donc être considérée comme une mesure spécifique de l'exposition aux dérivés du Cr(VI) (Miksche and Lewalter, 1997). Selon ces auteurs, les individus présentant un faible potentiel de réduction du Cr(VI) en Cr(III) (forme moins toxique) présenteraient des concentrations intra-érythrocytaires de chrome plus élevées que les individus présentant une plus grande capacité métabolique à ce niveau. En effet, les réducteurs « forts » transforment plus rapidement le Cr(VI) en Cr(III), ce qui fait en sorte qu'il y a moins de Cr(VI) disponible pour pénétrer à l'intérieur des érythrocytes ou autres cellules et plus de Cr(III) excrété dans l'urine (Miksche and Lewalter, 1997). Les réducteurs « forts » peuvent donc présenter des niveaux de chrome urinaire plus élevés que les réducteurs « faibles », ce qui est inversement relié au risque associé à l'exposition aux dérivés du Cr(VI).

Les mesures de chrome sanguin, érythrocytaire et lymphocytaire ont été proposées par certains auteurs pour la surveillance biologique de l'exposition au chrome. Le tableau 3 résume les données recensées. Tel que mentionné plus haut et comparativement à la mesure du chrome urinaire, le dosage du chrome dans les globules rouges ou les lymphocytes reflète plus fidèlement le risque à la santé associé à l'exposition au Cr(VI) puisqu'il reflète spécifiquement la quantité de Cr(VI) ayant pénétré dans l'organisme (Miksche et Lewalter, 1997; Kortenkamp, 1997; Huang et coll., 1999). Cependant, peu de données sont disponibles concernant ces indicateurs et bien que la mesure du chrome intra-cellulaire semble une voie prometteuse, ceux-ci demeurent pour l'instant du domaine de la recherche.

À notre connaissance, seul Lukanova et coll. (1996) ont regardé la relation existant entre les niveaux ambiants de chrome et les concentrations de chrome intra-lymphocytaire et intra-érythrocytaire (tableau 4). Selon cette étude, seule la relation retrouvée entre le Cr(VI) dans l'air et le chrome intra-lymphocytaire est significative sur le plan statistique. Ces auteurs expliquent les faibles relations retrouvées entre le chrome dans l'air (Cr total ou Cr(VI)) et le chrome intra-érythrocytaire par le fait que le chrome exercerait une action toxique sur les globules rouges.

**Tableau 3 - Concentrations de chrome sanguin, érythrocytaire et lymphocytaire rapportées chez les travailleurs de l'électrodéposition**

Indicateur Études	Chrome sanguin (nmol/L)	Chrome érythrocytaire (nmol/L)	Chrome lymphocytaire ( $\mu\text{mol}/10^{12}$ cellules)
<b>Verschoor et coll., 1988</b>	3,8-25 FDQS <sup>1</sup> n=29	--	--
<b>Lukanova et coll., 1996</b>	--	48±29 (non-exposés) FQ <sup>1</sup> n=14  442±230 (exposés) FQ <sup>1</sup> n=14	1,3±0,3 (non-exposés) FQ <sup>1</sup> n=14  2,3±1,4 (exposés) FQ <sup>1</sup> n=14
<b>Lai et coll., 1998</b>	219±152 (chromage épais) NS <sup>1</sup> n=14  102±50 (chromage mince) NS <sup>1</sup> n=34	--	--
<b>Vaglenov et coll., 1999</b>	--	5,4-23 (non-exposés) NS <sup>1</sup> n=18  9,6-828 (exposés) NS <sup>1</sup> n=40	--
<b>Huang et coll., 1999</b>	115±61 FQ <sup>1</sup> n=25	--	--

<sup>1</sup> Moment de prélèvement: FQ: fin du quart de travail; FDQS : fin du dernier quart de travail de la semaine; NS : non spécifié par les auteurs.

**Tableau 4 – Relation entre les niveaux ambiants et biologiques de chrome**

	Cr total dans l'air ( $r_{\text{Spearman}}$ )	Cr(VI) dans l'air ( $r_{\text{Spearman}}$ )
<b>Cr urinaire (fin quart)</b>	0,35	0,32
<b>Cr intra-lymphocytaire</b>	0,33	0,59*
<b>Cr intra-érythrocytaire</b>	-0,50	-0,37

\* $p < 0,05$ ,  $n=14$ 

Lukanova et coll. (1996)

Quelques études ont regardé la relation existant entre le chrome intra-érythrocytaire et le chrome urinaire chez des travailleurs de l'électrodéposition. De faibles coefficients de corrélation, de l'ordre de 0,3- 0,4, sont rapportés (Vaglenov et coll., 1999; Lukanova et coll., 1996). Les demi-vies différentes et le fait que la mesure du chrome urinaire reflète l'exposition aux différents dérivés du chrome (Cr(III) et Cr(VI)) alors que la mesure intra-érythrocytaire reflète spécifiquement l'exposition au Cr(VI) peuvent expliquer cette faible relation. Lukanova et coll. (1996) rapportent pour leur part une corrélation significative entre les concentrations de chrome intra-lymphocytaire et de chrome urinaire (coefficient de corrélation de Spearman,  $r=0,64$ ,  $p < 0,01$ ,  $n=14$ ). Huang et coll. (1999) rapportent une relation significative entre les mesures de chrome urinaire et de chrome sanguin ( $r=0,83$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n=25$ ). Ces mesures sont toutes les deux influencées par l'exposition de la journée et elles intègrent l'exposition aux dérivés du Cr(III) et du Cr(VI), ce qui peut expliquer la relation étroite retrouvée entre ces deux paramètres.

#### **4.2.5 Relation entre les niveaux ambiants de chrome et les effets sur la santé**

Les effets rapportés dans la littérature relativement à l'exposition au chrome dans l'industrie de l'électrodéposition sont des ulcérations et des perforations de la cloison nasale, survenant de quelques jours à quelques mois suivant le début de l'exposition (Kim et coll., 1989; Sanz et coll., 1989; Hery et coll., 1990), une irritation et une sensibilisation cutanée et respiratoire (Williams, 1996; Sallie et coll., 1994; Kuo et coll., 1997b; Rinehart et Gad, 1986), une diminution de la capacité respiratoire, de l'asthme bronchique et des cas de cancers broncho-pulmonaires après plusieurs années d'exposition (Langard, 1990; Brochard et coll., 1983). Des effets aigus au niveau rénal (Pedersen et coll., 1978) ainsi que l'excrétion urinaire de protéines (Liu et coll., 1998; Lindberg et Vesterberg, 1983a) ont également été rapportés. Des études épidémiologiques mettent en évidence un excès de mortalité chez les travailleurs de l'électrodéposition (Franchini et coll., 1983). Des excès de cancer de l'œsophage, du foie et des poumons ont également été rapportés (Blair, 1980; Blair et Jason, 1980, Silverstein et coll., 1981). Selon plusieurs auteurs, il est difficile d'associer ces cancers spécifiquement au chrome compte tenu de la présence de nombreux contaminants chimiques dans les usines d'électrodéposition (Blair, 1980; Blair et Jason, 1980, Silverstein et coll., 1981; Nagaya et coll., 1994).

La plupart des études rapportent de faibles relations entre la mesure du chrome dans l'air et les effets sur la santé (Huang et coll., 1999; Lumens et coll., 1993; Langård et Norseth, 1979; Lindberg et Hedenstierna, 1983). Les raisons évoquées par les chercheurs sont principalement, i) que certains effets résultent du contact direct ou d'une action locale du chrome avec la peau, les muqueuses ou les voies respiratoires et que dans ces circonstances, la mesure du chrome dans l'air comme celle dans l'urine, ne reflète pas adéquatement le risque à la santé associé à ces effets locaux (Lumens et coll., 1993) et ii) que certaines lésions pré-existantes ou associées à une exposition à plus long terme ne sont pas nécessairement reliées aux concentrations ambiantes ou urinaires de chrome retrouvées au moment des échantillonnages (Lumens et coll., 1993). Les méthodes et les habitudes de travail ainsi que l'hygiène personnelle peuvent jouer un rôle important au niveau de la prévalence des lésions en favorisant dans certains cas le contact direct du chrome avec la peau ou les muqueuses (Guillemin et Berode, 1978). Le port d'équipements de protection individuelle peut également affecter la relation existant entre les concentrations ambiantes de chrome et les effets sur la santé.

Le tableau 5 résume les principales études portant sur la relation entre les niveaux ambiants de chrome et les effets sur la santé. Seules les études pour lesquelles des échantillonnages personnels ont été effectués ont été retenues. Dans la plupart de ces études, les auteurs ont rapporté les effets en fonction de plages de concentrations mesurées soit chez l'ensemble des travailleurs d'une usine ou encore, pour différents postes de travail, usines ou type de procédés (p.ex. chromage mince vs chromage épais). Ces plages de concentrations sont souvent larges ce qui limite grandement les possibilités d'identifier les « seuils » à partir desquels certains effets se manifestent.

Les plus faibles niveaux d'exposition associés à des effets sur la santé ont été rapportés par Lindberg et Hedenstierna (1983). Dans cette étude, des symptômes subjectifs d'irritation nasale ainsi qu'une atrophie de la muqueuse nasale ont été rapportés pour 21 % des travailleurs exposés à des niveaux de Cr(VI) inférieurs à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (n=19), alors que pour le groupe exposé entre 2 et  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (n=24), 33% des travailleurs présentait une ulcération et 21% une perforation du septum nasal (en plus des problèmes d'irritation et d'atrophie).

Lindberg et Vesterberg (1983a) ont étudié la relation entre l'exposition au chrome et les effets sur la fonction rénale. Ils ont rapporté une élévation de l'excrétion urinaire de la  $\beta_2$ -microglobuline chez 3 des 5 travailleurs exposés entre 11 et  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , chez 2 des 13 travailleurs exposés entre 4 et  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et chez aucun des 6 travailleurs exposés entre 2 et  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans une autre étude de Lindberg et Vesterberg (1983b), ces auteurs font l'hypothèse que des niveaux de chrome inférieurs à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  devraient également permettre de prévenir l'apparition d'ulcérations au niveau du septum nasal et de modifications irréversibles au niveau de la fonction pulmonaire.

En plus des données présentées dans le tableau 5, Huang et coll. (1999) rapportent une peroxydation des lipides chez des travailleurs exposés à des niveaux de Cr(VI) de l'ordre de  $65 \pm 24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (n=25). Également, des effets génotoxiques ont été rapportés par Vaglenov et coll. (1999) pour des niveaux d'exposition de l'ordre de  $43 \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (n=40).

**Tableau 5 – Niveaux de chrome dans l'air ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et effets sur la santé**

Effets Études	Symptômes généraux nez/gorge	Ulcération nasale	Perforation nasale	Fonction rénale
<b>Cohen et coll., 1974</b>	nd – 49 n=36 (Cr total)	nd – 49 n=36 (Cr total)	nd – 49 n=36 (Cr total)	--
	nd – 9,1 n=25 (Cr(VI))	nd – 9,1 n=25 (Cr(VI))	nd – 9,1 n=25 (Cr(VI))	
<b>Lumens et coll., 1993</b>	Usine 1 4,2 – 74 n=17 (Cr total)	Usine 1 4,2 – 74 n=20 (Cr total)	--	--
	Usine 2 5,1 – 50 n=9 (Cr total)	Usine 2 5,1 – 50 n=9 (Cr total)		
<b>Lindberg et Hedenstierna, 1983</b>	0 – 1,9 n=19 (Cr(VI))	2 – 20 n=24 (Cr(VI))	2 – 20 n=24 (Cr(VI))	--
		< 2 n=19 <i>aucun cas rapporté</i>	< 2 n=19 <i>aucun cas rapporté</i>	
<b>Liu et coll., 1998</b>	--	--	--	Chr. épais 0,4 – 183 n=34 (Cr total)  Chr. mince 0,3 – 2,3 n=98 (Cr total) <i>aucun effet significatif</i>
<b>Lindberg et Vesterberg, 1983a</b>	--	--	--	Groupe 1 11- 20 n=5 (Cr(VI))  Groupe 2 4 – 8 n=13 (Cr(VI))  < 2-3 n=6 (Cr(VI)) <i>aucun effet significatif</i>

#### 4.2.6 Relation entre les niveaux de chrome urinaire et les effets sur la santé

Le tableau 6 résume les principales études portant sur la relation entre les concentrations urinaires de chrome et les effets sur la santé. Selon Kuo et coll. (1997b) aucun cas d'ulcération et de perforation nasale n'a été rapporté chez des travailleurs présentant une concentration de chrome urinaire inférieure à 16 nmol/mmol cr. À ces niveaux d'exposition, des symptômes d'obstruction et d'écoulement nasal sont cependant rapportés. Ces auteurs rapportent l'existence d'une relation statistiquement significative, quoique faible, entre la mesure du chrome urinaire et le risque de développer une ulcération ( $r=0,25$ ,  $p<0,05$ ) ou une perforation nasale ( $r=0,20$ ,  $p<0,05$ ). Des effets précoces sur la fonction rénale ont été rapportés à des concentrations urinaires de chrome inférieures à 46 nmol/mmol cr lors du chromage épais alors que les mêmes auteurs rapportent aucun effet pour des niveaux similaires (0,04 – 44 nmol/mmol cr) pour le chromage mince (Liu et coll., 1998). Nagaya et coll. (1994) rapportent également aucun effet significatif sur la fonction rénale chez des travailleurs présentant des niveaux de chrome urinaire variant de non détecté à 43 nmol/mmol cr.

Une peroxydation des lipides et des effets sur le système immunitaire ont également été rapportés à des niveaux respectivement de  $11\pm 7$  nmol/mmol cr ( $n=25$ ) (Huang et coll., 1999) et  $13\pm 6$  nmol/mmol cr ( $n=17$ ) (Kuo et Wu, 2002). Lumens et coll. (1993) ont pour leur part mis en évidence une corrélation entre l'apparition des irritations cutanées et les niveaux de chrome urinaire.

Lindberg et Vesterberg (1983b) émettent l'hypothèse que des niveaux de chrome urinaire inférieurs à 100 nmol/L (soit approximativement 8 nmol/mmol cr, en considérant une concentration moyenne de créatinine de 12,5 mmol/L) devraient permettre de prévenir l'apparition d'ulcérations au niveau du septum nasal et de modifications au niveau de la fonction pulmonaire. Kuo et coll. (1996) concluent que les travailleurs présentant une concentration de chrome urinaire supérieure à 2  $\mu\text{g/g}$  cr ( $> 4,4$  nmol/mmol cr) ont une probabilité 10 fois plus élevée de développer un ulcère nasal que les travailleurs présentant des niveaux inférieurs à cette valeur.

Les effets découlant de l'exposition chronique ne sont pas toujours en lien direct avec les niveaux d'exposition prévalant au moment des échantillonnages. Ces effets peuvent être influencés de façon importante par l'exposition à plus long terme (semaines, mois, années) et ces données sont rarement disponibles dans la littérature (Lindberg et Hedenstierna, 1983). Ainsi, Lin et coll. (1994) proposent l'utilisation d'un indicateur de l'exposition cumulative exprimé en  $\mu\text{g}/\text{mois}$ . Selon ces auteurs, les travailleurs exposés à des niveaux de  $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ont 50% de chance de développer une perforation nasale après 2,2 années d'exposition et 100% de chance après 8,2 ans.

**Tableau 6 – Niveaux de chrome urinaire (nmol/mmol cr, sauf si mentionné autrement) et effets sur la santé**

Études	Effets Symptômes généraux nez/gorge	Ulcération nasale	Perforation nasale	Effet fonction rénale	Effet génétoxique
<b>Lumens et coll., 1993</b>	Usine 1 31 – 4090 nmol/L FQ <sup>1</sup> , n=17  Usine 2 6 – 419 nmol/L FQ <sup>1</sup> , n=9	Usine 1 31 – 4090 nmol/L FQ <sup>1</sup> , n=17  Usine 2 6 – 419 nmol/L FQ <sup>1</sup> , n=9	--	--	--
<b>Liu et coll., 1998</b>	--	--	--	Chr. épais 0,3 – 46 FQ <sup>1</sup> , n=34  <i>Chr. mince 0,04 – 44 FQ<sup>1</sup>, n=98 aucun effet significatif</i>	--
<b>Kuo et coll., 1997b</b>	Chr. épais < 89 FQ <sup>1</sup> n=26  Chr. mince < 16 FQ <sup>1</sup> , n=129	Chr. épais < 89 FQ <sup>1</sup> n=26  <i>Chr. mince &lt; 16 FQ<sup>1</sup>, n=129 aucun effet significatif</i>	Chr. épais < 89 FQ <sup>1</sup> n=26  <i>Chr. mince &lt; 16 FQ<sup>1</sup>, n=129 aucun effet significatif</i>	--	--
<b>Vaglenov et coll., 1999</b>	--	--	--	--	Groupe A 10 – 630 nmol/L NS <sup>1</sup> , n=16  Groupe B 34 – 672 nmol/L NS <sup>1</sup> , n=24
<b>Sarto et coll., 1982</b>	--	--	--	--	Chr. mince 13±6 NS <sup>1</sup> , n=17  Chr. épais 22±16 NS <sup>1</sup> , n=21
<b>Verschoor et coll., 1988</b>	--	--	--	2 – 74 FDQS <sup>1</sup> , n=29	--
<b>Nagaya et coll., 1994</b>	--	--	--	<i>nd – 43 PM<sup>1</sup>, n=166 aucun effet significatif</i>	--
<b>Lai et coll., 1998</b>	--	--	--	--	Chr. mince 14±24 NS <sup>1</sup> , n=34  Chr. épais 32±46 NS <sup>1</sup> , n=14

1 Moment de prélèvement : FQ : fin quart; NS : non spécifié par les auteurs; FDQS : fin du dernier quart de travail de la semaine; PM : pendant l'après-midi

#### 4.2.7 Relation entre les niveaux ambiants de chrome et les concentrations de chrome urinaire

Quelques études seulement ont regardé spécifiquement la relation existant entre la mesure du chrome dans l'air et dans les urines. Parmi les quatre études recensées, deux d'entre elles rapportent les équations des droites obtenues et permettent de calculer un indice biologique d'exposition pour l'industrie de l'électrodéposition. Ces études sont décrites dans les paragraphes ci-bas.

Lindberg et Vesterberg (1983b) ont décrit la relation Cr air/Cr urine chez 90 travailleurs oeuvrant dans 13 compagnies. Les procédés et les caractéristiques des différentes usines n'ont pas été décrits. La méthode d'échantillonnage (cassettes conventionnelles, 37 mm, avec filtres de fibre de verre imprégnés d'une solution tampon à pH 12) ainsi que la méthode d'analyse (Zéphiramin) permettent en théorie une évaluation représentative de l'exposition des travailleurs aux dérivés du Cr(VI). La relation obtenue dans cette étude est décrite par l'équation suivante;

$$\text{Cr/air } (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,43 + 0,013\text{CrU (nmol/L)}, r = 0,71, n = 90$$

Ainsi, la concentration de chrome urinaire attendue selon cette équation pour un prélèvement effectué à la fin du dernier quart de travail de la semaine (jeudi) et pour une exposition à 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  est de 3815 nmol/L, soit approximativement **305 nmol/mmol cr**, en considérant une concentration moyenne de créatinine de 12,5 mmol/L.

Chen et coll. (2002) ont décrit cette relation chez 57 travailleurs oeuvrant dans deux usines de chromage mince (n=27) et deux usines de chromage épais (n=30). Les usines ont été sélectionnées en fonction de critères permettant de s'assurer de conditions d'opération similaires à l'intérieur de chacune des deux catégories d'usines. Lors de la semaine de travail pendant laquelle les échantillonnages ont été effectués, les travailleurs ont été invités à porter tabliers et gants afin de réduire la contribution de l'absorption percutanée. La méthode d'échantillonnage (cassettes pour poussières inhalables IOM avec filtres PVC non imprégnés) ainsi que la méthode d'analyse (NIOSH 7600) permettent en théorie une évaluation représentative de l'exposition des travailleurs aux dérivés du Cr(VI), à l'exception faite que la réduction du Cr(VI) sur les filtres est possible compte tenu de l'utilisation de filtres non imprégnés. Il faut également noter, que les résultats obtenus suite aux échantillonnages avec des cassettes pour poussières inhalables fournissent des résultats de l'ordre de 1,5 – 2,2 supérieurs aux résultats obtenus suite à l'utilisation de cassettes conventionnelles. Ce facteur varie en fonction de la distribution granulométrique des particules et du débit d'échantillonnage (Demange et coll., 2002). Selon Demange et coll. (2002), ces résultats seraient cependant plus représentatifs de l'exposition réelle des travailleurs que les échantillonnages faits sur cassette conventionnelle.

La relation obtenue dans l'étude de Chen et coll. (2002) est décrite par l'équation suivante;

$$\text{CrU } (\mu\text{g/g cr}) = 1,86\text{Cr/air } (\mu\text{g}/\text{m}^3) - 0,21, r = 0,87, n = 57$$

Ainsi, la concentration de CrU urinaire attendue selon cette équation pour un prélèvement effectué à la fin du dernier quart de travail de la semaine et pour une exposition à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de  $93 \mu\text{g}/\text{g cr}$ , soit **202 nmol/mmol cr**, en considérant les poids moléculaires du chrome (51,996g) et de la créatinine (113,1g). Les auteurs ont également regardé de façon individuelle les relations obtenues pour le chromage mince et le chromage épais et celles-ci n'étaient pas statistiquement différentes.

Lumens et coll. (1993) ont également étudié la relation existant entre la mesure du Cr/air et les concentrations de chrome urinaire chez 26 travailleurs, sans rapporter toutefois les équations correspondant aux droites de régressions obtenues. Selon ces auteurs, 46% de la variation du chrome urinaire est expliquée par les niveaux de chrome dans l'air. En considérant d'autres facteurs tels que la fréquence à laquelle les travailleurs mettent et enlèvent leurs gants, les habitudes tabagiques sur les lieux de travail, le lavage des mains et les dommages récents à la peau, jusqu'à 94% de la variation des niveaux urinaires de chrome peut être expliquée. Selon ces auteurs, l'absorption percutanée du chrome joue un rôle important à l'égard des concentrations de chrome urinaire retrouvées et donc sur la relation Cr/air et Cr/urine. Ces résultats doivent cependant être interprétés avec prudence compte tenu du faible nombre de travailleurs impliqués dans cette étude.

### 4.3 Nickel

Il existe plusieurs types de bains pour le nickelage, dont les principaux sont le bain de Watts, qui utilise principalement le sulfate et le chlorure de nickel avec l'acide borique, le bain tout sulfate (sans le chlorure de nickel), le bain de Wood où l'on retrouve principalement le chlorure de nickel et l'acide chlorhydrique, les bains au sulfamate de nickel, les bains au fluoroborate de nickel, de même que d'autres types de bains particuliers. Le lecteur pourra trouver une description plus détaillée de ces différents bains dans l'article de Mahieu et coll. (1990). Dans le domaine de l'électrodéposition, les travailleurs sont surtout exposés aux dérivés solubles du nickel (Mahieu et coll. 1990; Barceloux, 1999b).

#### 4.3.1 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse du nickel dans l'air

Des méthodes analytiques sont disponibles pour la détermination des concentrations des dérivés solubles et insolubles du nickel. Les dérivés solubles sont récupérés par une extraction des filtres dans l'eau déminéralisée (1h,  $70^\circ\text{C}$ ) ou au bain ultrason (Kiilunen et coll., 1997; OSHA, 2002a,b). Pour la détermination de la concentration des dérivés insolubles, les filtres sont ensuite récupérés et soumis à une digestion acide (OSHA, 2002a,b). La digestion acide des filtres, sans une extraction préalable à l'eau déminéralisée, conduit à la détermination de la concentration totale de nickel (dérivés solubles + insolubles). La plupart des études recensées dans la littérature rapportent les concentrations sous la forme de nickel total (tableau 7).

#### 4.3.2 Concentrations du nickel dans l'air

Le tableau 7 résume les niveaux d'exposition rapportés pour le nickel selon différentes études menées dans des usines d'électrodéposition. Seulement deux des études recensées rapportent

des niveaux d'exposition supérieurs à la norme québécoise (composés solubles : 0,1 mg/m<sup>3</sup>). Concernant les statistiques d'analyses de l'IRSST, 3 727 analyses de nickel total ont été réalisées de 1995 à 2002. De ce nombre, 93% des résultats étaient inférieurs à 0,25 mg/m<sup>3</sup> et seulement 3% des résultats dépassaient la norme québécoise de 1 mg/m<sup>3</sup> pour les composés insolubles. Pour le nickel soluble et la même période de temps, 84 analyses ont été effectuées par les laboratoires de l'IRSST et 1 seul résultat dépassait la norme québécoise de 0,1 mg/m<sup>3</sup>. Il faut noter que les informations disponibles dans la base de données de l'IRSST relativement à la stratégie et aux prélèvements sont limitées. Ces derniers ne doivent donc être utilisés que pour dégager de grandes tendances (annexe 3).

**Tableau 7 – Exposition au nickel dans les usines d'électrodéposition.  
Prélèvement personnel en zone respiratoire des travailleurs.**

Études	Analyse des composés solubles du nickel (µg/m <sup>3</sup> )	Analyse du nickel total (µg/m <sup>3</sup> )	Analyse non spécifiée (µg/m <sup>3</sup> )
Kiilunen et coll., 1997	0,5 – 78 n=6		
Lindberg et coll., 1985		<1,6 - 84 n=26	
Hery et coll., 1990		<100 n=47	
Bright et coll., 1997			0,5 – 93 n=56
Cohen, 1974		8,9 – 71 n=14	
White et Boran, 1992			< 40 n=10
Tola et coll., 1979		30 – 160 n=19	
Bavazzano et coll., 1994		0,1 – 42 n=41	
Ghezzi et coll., 1989			4 - 19 n=23
Bernacki et coll., 1978		0,04 – 2,1 n=11	
Verma et Shaw, 1991		< 0,37 n=11	
Oliveira et coll., 2000			2,8 – 117 n=97

### 4.3.3 Concentrations de nickel urinaire

La mesure du nickel urinaire reflète la quantité totale de nickel absorbée par les travailleurs. L'absorption pulmonaire des dérivés du nickel augmente avec la solubilité de ces derniers. Bien que dans l'industrie de l'électrodéposition, les travailleurs soient surtout exposés à des dérivés solubles, il est possible de retrouver des composés moins solubles provenant d'autres opérations, tels le polissage ou le meulage des pièces. Le moment de prélèvement est important puisque le nickel a tendance à s'accumuler au cours de la semaine de travail ce qui signifie que pour des expositions constantes et identiques d'un jour à l'autre, les niveaux de nickel urinaire retrouvés à la fin de la semaine de travail devraient être plus élevés qu'en début de semaine (Tola et coll., 1979).

Le tableau 8 résume les concentrations de nickel urinaire rapportées selon différentes études menées dans des usines d'électrodéposition. La plupart de ces études rapportent des niveaux de nickel urinaire inférieurs à 85 nmol/mmol cr. Deux études, celles d'Oliveira et coll. (2000) et Kiilunen et coll. (1997) rapportent cependant des résultats plus élevés, respectivement de l'ordre de 141 et 255 nmol/mmol cr pour certains travailleurs. Concernant les statistiques des analyses de nickel urinaire effectuées par les laboratoires de l'IRSST, 90% des résultats obtenus, entre 1995 et 2002 pour l'industrie de l'électrodéposition, étaient inférieurs à 60 nmol/mmol cr (annexe 4).

**Tableau 8 - Concentrations de nickel urinaire rapportées chez les travailleurs de l'électrodéposition**

Études	Nickel urinaire		
	Début du premier quart de la semaine (nmol/mmol cr)	Début du dernier quart de la semaine (nmol/mmol cr)	Fin du dernier quart de la semaine (nmol/mmol cr)
Oliveira et coll., 2000	5 – 57 n=97	5 – 83 n=97	12 – 141 n=97
White et Boran, 1992	5 – 42 n=10, (usine B)	<4 – 36 n=44, (usine A)	<4 – 86 n=44 (usine A)  10 – 85 n=10, (usine B)
Kiilunen et coll., 1997	6 - 710 nmol/L (0,5-57) <sup>1</sup> n=104	20 – 1060 nmol/L (1,6-85) <sup>1</sup> n=96	10 – 3190 nmol/L (0,8-255) <sup>1</sup> n=93
Bavazzano et coll., 1994			12 – 850 nmol/L (1-68) <sup>1</sup> n=41
Ghezzi et coll., 1989	131 ± 41 nmol/L (11 ± 3) <sup>1</sup> n=11, (usine A)	355 ± 44 nmol/L (28 ± 4) <sup>1</sup> n=13, (usine A)  121 ± 26 nmol/L (10 ± 2) <sup>1</sup> n=10, (usine B)	568 ± 26 nmol/L (45 ± 2) <sup>1</sup> n=13, (usine A)  156 ± 34 nmol/L (12 ± 3) <sup>1</sup> n=10, (usine B)

<sup>1</sup> Résultats exprimés en nmol/mmol cr en tenant compte d'une concentration moyenne de créatinine de 12,5 mmol/L.

#### 4.3.4 Relation entre l'exposition au nickel et les effets sur la santé

Le nickel est un allergène cutané et peut entraîner l'apparition de dermatoses eczématiformes (Mahieu et coll., 1990). Des cas d'asthme (Bright et coll., 1997; Malo et coll., 1982), des dermatoses de contact, des urticaires et des rhinites (Kanerva et coll., 1997; Nielsen et coll., 1999; Mahieu et coll., 1990) ont également été rapportés suite à l'exposition aux dérivés solubles du nickel. L'effet cancérigène des dérivés du nickel n'a pu être démontré hors de tout doute pour le domaine de l'électrodéposition (Kiilunen et coll., 1997; Mahieu et coll., 1990). Parmi les études recensées dans le cadre de cette activité, aucune ne permet de décrire de façon quantitative la relation existant entre les concentrations de nickel dans l'air ou dans l'urine et les effets sur la santé. Des cas d'asthme ont cependant été rapportés pour des niveaux d'exposition inférieurs à la norme québécoise (Bright et coll., 1997).

#### 4.3.5 Relation entre les niveaux ambiants de nickel et les concentrations de nickel dans les milieux biologiques

Plusieurs études ont démontré que la mesure du nickel dans différentes matrices biologiques reflète bien l'exposition récente aux dérivés solubles du nickel tels que ceux rencontrés dans l'industrie de l'électrodéposition (Lauwerys et Hoet, 2001). Quatre études décrivant cette relation ont été recensées spécifiquement pour le domaine de l'électrodéposition. Tola et coll. (1979) ont mesuré les niveaux ambiants (nickel total) et l'excrétion urinaire du nickel chez 4 travailleurs, lors de 5 journées consécutives. À partir des 19 paires de données ainsi recueillies, ils ont obtenu la relation suivante;

$$\text{NiU } (\mu\text{g/L}) = 26,78 + 522,75(\text{Ni mg/m}^3)$$
$$r = 0,82, n = 19$$

En utilisant cette équation, la concentration de nickel urinaire attendue pour une exposition de  $100 \mu\text{g/m}^3$  est de  $1344 \text{ nmol/L}$ , soit **108 nmol/mmol cr** en considérant une concentration moyenne de créatinine de  $12,5 \text{ mmol/mmol cr}$ . Cette valeur correspond à la **moyenne des prélèvements fin quart d'une semaine de travail**. Ces auteurs ont également mesuré la concentration plasmatique de nickel et le niveau attendu pour une exposition de  $100 \mu\text{g/m}^3$  est de  $120 \text{ nmol/L}$ .

Oliveira et coll. (2000) ont mesuré les niveaux ambiants (espèce chimique non spécifiée) et l'excrétion urinaire du nickel chez 13 travailleurs. À partir de ces données, ils ont obtenu la relation suivante;

$$\text{NiU } (\mu\text{g/gcr}) = 6,00 + 0,43(\text{Ni } \mu\text{g/m}^3)$$
$$r = 0,96, n = 13$$

En utilisant cette équation, la concentration de nickel urinaire attendue pour une exposition de  $100 \mu\text{g/m}^3$  est de **95 nmol/mmol cr**. Cette valeur correspond à un prélèvement effectué à la **fin d'un quart de travail** (moment de la semaine non précisé).

Ghezzi et coll. (1989) ont mesuré les niveaux ambiants de nickel (espèce chimique non spécifiée, moyenne des trois premiers jours de la semaine de travail) et l'excrétion urinaire du nickel chez 23 travailleurs. La relation suivante a été obtenue;

$$\text{NiU } (\mu\text{g/L}) = 0,41 + 1,15(\text{Ni } \mu\text{g/m}^3)$$
$$r = 0,68, n = 23$$

En utilisant cette équation, la concentration de nickel urinaire attendue pour une exposition de  $100 \mu\text{g/m}^3$  est de  $1962 \text{ nmol/L}$ , soit **157 nmol/mmol cr** en considérant une concentration moyenne de créatinine urinaire de  $12,5 \text{ mmol/L}$ . Cette valeur correspond à un prélèvement effectué à la **fin du dernier quart de travail de la semaine (jeudi)**.

White et Boran (1992) ont mesuré les niveaux ambiants de nickel (espèce chimique non spécifiée) et l'excrétion urinaire du nickel chez 10 travailleurs. La relation suivante a été obtenue;

$$\text{NiU } (\mu\text{g/L}) = 3,4 + 1,04(\text{Ni } \mu\text{g/m}^3)$$
$$r = 0,74, n = 10$$

En utilisant cette équation, la concentration de nickel urinaire attendue pour une exposition de  $100 \mu\text{g/m}^3$  est de  $1826 \text{ nmol/L}$ , soit **146 nmol/mmol cr** en considérant une concentration moyenne de créatinine urinaire de  $12,5 \text{ mmol/L}$ . Cette valeur correspond à un prélèvement effectué à la **fin du dernier quart de travail de la semaine**.

#### 4.4 Exposition au zinc et à d'autres métaux

Aucune étude portant spécifiquement sur la relation dose/effet pour le zinc dans le domaine de l'électrodéposition n'a été recensée. Selon Lauwerys et Hoet (2001), les données sur la relation dose/effet pour cette substance sont très limitées et aucune valeur de référence ne peut être proposée. Les niveaux d'exposition rapportés pour le zinc dans ce type d'usine varient en fonction des postes de travail et des usines et sont de l'ordre  $2,2 - 13 \mu\text{g/m}^3$  (Lindberg et coll., 1985) et de  $0,105 - 1,404 \text{ mg/m}^3$  (Verma et Shaw, 1991). Concernant les statistiques d'analyses de l'IRSST, 2 550 analyses de zinc ont été réalisées de 1995 à 2002. De ce nombre, 87% des résultats étaient inférieurs à  $1 \text{ mg/m}^3$ . Encore une fois, il faut noter que les informations disponibles dans la base de données de l'IRSST relativement à la stratégie et aux prélèvements sont limitées. Ces derniers ne doivent donc être utilisés que pour dégager de grandes tendances (annexe 5). Seulement 15 analyses de zinc urinaire ont été effectuées par les laboratoires de l'IRSST entre 1995 et 2002. Les résultats obtenus variaient entre  $0,13$  et  $1,1 \mu\text{mol/mmol cr}$ .

NIOSH (1984) rapporte que les niveaux d'exposition de la plupart des métaux rencontrés dans les industries d'électrodéposition sont habituellement inférieurs aux normes et sont, tout au plus, de l'ordre de quelques dizaines de  $\mu\text{g/m}^3$ . Ainsi, selon différentes études, les niveaux suivants ont été rapportés;  $2-19 \mu\text{g/m}^3$  pour le cuivre (Hery et coll., 1990; Lindberg et coll., 1985),  $< 2 \mu\text{g/m}^3$  pour le cadmium (Hery et coll., 1990; Lindberg et coll., 1985),  $< 10 \mu\text{g/m}^3$

pour l'étain (Lindberg et coll., 1985), 0,0012 – 0,0496 mg/m<sup>3</sup> pour le plomb (Verma et Shaw, 1991) et 0,4-1,3 mg/m<sup>3</sup> pour les cyanures (Hery et coll., 1990).

## 5 DISCUSSION

Seules les données recensées pour le chrome et le nickel seront abordées dans cette section puisque peu d'informations sont disponibles dans la littérature relativement au zinc et aux autres métaux rencontrés dans l'industrie de l'électrodéposition.

### 5.1 Chrome

La majorité des articles publiés relativement à l'étude de la relation dose/effet ont comparé les résultats obtenus pour un ou plusieurs groupes de travailleurs avec ceux obtenus chez un groupe de non exposés. Ces études ont mis en évidence une série d'effets précoces ou de lésions associées à l'exposition au chrome dans l'industrie de l'électrodéposition, dont principalement des problèmes d'irritation, d'ulcération et de perforation nasale. Il est difficile de proposer des seuils de concentrations pour la prévention de ces différents effets puisque la plupart des études ne rapportent que la prévalence d'effets pour des groupes de travailleurs à l'intérieur desquels les niveaux d'exposition individuels varient beaucoup. Certains auteurs rapportent cependant l'absence d'ulcération et de perforation nasale chez des travailleurs pour lesquels les niveaux d'exposition étaient inférieurs à 2 µg/m<sup>3</sup> (Lindberg et Hedenstierna, 1983) ou qui présentaient des niveaux de chrome urinaire inférieurs à 16 nmol/mmol cr (Kuo et coll., 1997b). Sur la base de la mesure de protéines urinaires, Lindberg et Vesterberg (1983a) ne rapportent aucun effet sur la fonction rénale lorsque les niveaux d'exposition sont inférieurs à 2,3 µg/m<sup>3</sup>, alors que Liu et coll.(1998) et Nagaya et coll. (1994) font la même constatation pour des travailleurs présentant des niveaux de chrome urinaire inférieurs à 44 nmol/mmol cr. L'ancienneté moyenne rapportée pour les travailleurs de ces différentes études est égale ou supérieure à 4 ans ce qui semble nettement suffisant pour tenir compte de la contribution de l'exposition à long terme dans l'apparition de certains effets (Williams, 2000). La seule conclusion qui peut être tirée de ces résultats est que les effets étudiés ne se manifestent pas à de très faibles niveaux d'exposition.

Les données disponibles dans la littérature ne permettent pas de décrire de façon satisfaisante la relation existant entre l'exposition (mesure du chrome dans l'air ou dans l'urine) et les effets sur la santé pour le domaine de l'électrodéposition. Ces données permettent cependant de constater que différents effets sur la santé, dont des ulcérations et des perforations nasales, sont rapportés pour des niveaux d'exposition parfois inférieurs à 50 µg/m<sup>3</sup>, soit la norme québécoise. Les effets découlant de l'exposition chronique ne sont pas toujours en lien direct avec les niveaux d'exposition prévalant au moment des échantillonnages. Ces effets peuvent être influencés de façon importante par l'exposition à plus long terme (semaines, mois, années) et ces données sont rarement disponibles dans la littérature (Lindberg et Hedenstierna, 1983).

Un autre facteur pouvant expliquer la faible relation entre les mesures d'exposition (chrome dans l'air ou chrome urinaire) et les problèmes d'ulcération ou de perforation nasale est la contribution du contact direct des doigts contaminés avec la muqueuse nasale (Guillemin et Berode, 1978).

La taille des particules est un autre facteur important à considérer à l'égard de la toxicité des brouillards d'acide chromique. Les particules les plus grosses peuvent être captées au niveau de la muqueuse nasale et engendrer les ulcères et les perforations nasales alors que les particules plus petites peuvent pénétrer plus profondément dans le poumon et être responsables de l'effet cancérogène et d'autres effets systémiques (Silva et coll., 1996; Kuo et coll., 1997a).

L'instabilité chimique du Cr(VI) entre le moment de son émission dans l'air et son analyse au laboratoire peut également affecter la relation entre les niveaux ambiants mesurés et les effets sur la santé.

L'ensemble des facteurs énumérés ci-haut rend complexe l'étude de la relation dose/réponse pour le chrome dans ce type d'industrie. Pour une interprétation adéquate des données d'exposition (chrome dans l'air ou chrome urinaire) à l'égard du risque à la santé, il est essentiel de considérer la représentativité de l'indicateur considéré en terme d'exposition (fiabilité de la mesure, indicateur de l'exposition de la journée ou de l'exposition intégrée sur plusieurs jours ou semaines) à l'égard des effets considérés (locaux, systémiques, aigus ou chroniques). Nous reviendrons plus en détail sur ces points dans les sections suivantes en discutant des avantages et des limites associés aux différents indicateurs d'exposition disponibles pour le chrome.

### 5.1.1 Portée et limites des données de surveillance environnementale

Un premier facteur à considérer concernant les données de surveillance environnementale est toute la question de l'instabilité chimique du Cr(VI) et des méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées (Cr(VI) ou Cr<sub>total</sub>). Le Cr(VI) est la forme responsable des principaux effets sur la santé rencontrés dans le domaine de l'électrodéposition. Cependant, en raison de son instabilité chimique, les méthodes dosant spécifiquement cette forme ont souvent tendance à sous estimer l'exposition des travailleurs (voir section 4.2.1). En effet, les méthodes dosant spécifiquement le Cr(VI) ne tiennent pas compte de la fraction du Cr(VI) qui peut être réduite en Cr(III). Le choix de la méthode d'échantillonnage compte donc pour beaucoup dans la qualité et la représentativité des résultats de Cr(VI).

Plusieurs études menées dans le domaine de l'électrodéposition présentent leurs résultats sous la forme de chrome total. Cette méthode a l'avantage de ne pas entraîner de sous-estimation de l'exposition des travailleurs puisqu'elle permet de mesurer la somme des différentes formes chimiques du chrome présentes dans l'environnement de travail (Cr(III) et Cr(VI)). Par contre, cette mesure peut entraîner une sur-estimation de l'exposition aux dérivés du Cr(VI) lorsque des poussières de chrome sous la forme de Cr(III) ou métallique sont présentes en quantités significatives dans les entreprises. Ces différentes formes de chrome peuvent se retrouver dans l'air ambiant suite entre autres aux opérations de meulage et de polissage des pièces traitées.

Un comité ISO (ISO/TC 146/SC 2/WG 2) se penche actuellement sur cette problématique (communication personnelle avec M. Pierre Larivière, membre de ce comité). La méthode actuellement étudiée par ce comité consiste à échantillonner le chrome sur des filtres imprégnés d'une solution alcaline (filtres CPV, FPV, PTFE, CPV-acrylique ou en fibre de verre, de porosité égale ou inférieur à 5 µm) en utilisant un échantillonneur pour poussières

inhalables. Le chrome présent sur les filtres est ensuite récupéré et analysé par chromatographie ionique. Tel que discuté précédemment à la section 4.2.1, l'imprégnation des filtres avec une solution alcaline prévient la réduction du Cr(VI). De plus, l'utilisation d'un échantillonneur pour poussières inhalables, qui présente un orifice de 17 mm comparativement à 4 mm pour les cassettes conventionnelles, permet de recueillir plus efficacement les plus grosses particules. Cette particularité présente un intérêt certain dans le domaine de l'électrodéposition puisque ce sont les plus grosses particules qui sont susceptibles d'être captées au niveau de la muqueuse nasale et être à l'origine des problèmes d'ulcération ou de perforation. Bien que cette méthode ne puisse être utilisée dans le but de se comparer aux normes québécoises, car cette technique mène à des résultats de 1,5 à 2,2 fois supérieurs aux résultats obtenus suite à des prélèvements avec cassettes conventionnelles (Demange et coll., 2002), elle pourrait cependant constituer un outil de prévention intéressant pour les intervenants en santé au travail dans le domaine de l'électrodéposition.

### **5.1.2 Portée et limites des données de surveillance biologique**

Il n'existe pas actuellement de consensus relativement à la proposition d'une valeur de référence basée sur la mesure du chrome urinaire pour le domaine de l'électrodéposition. Des facteurs d'ordre méthodologique expliquent principalement cette situation, mais d'autres considérations, telle l'absorption percutanée du chrome, peuvent également complexifier l'étude de la relation existant entre les mesures ambiantes et les données de surveillance biologique.

Selon plusieurs auteurs, l'absorption percutanée du Cr(VI) peut être significative et expliquer en partie la faible relation retrouvée dans certaines études entre les données de surveillance environnementale et les données de surveillance biologique (Lindberg et Vesterberg, 1983b; Lumens et coll., 1993; Guy et coll., 1999). L'absorption gastro-intestinale est en théorie moins importante compte tenu du faible taux d'absorption du chrome (<3%) par cette voie (WHO, 1988). Les données de surveillance biologique reflèteraient plus fidèlement l'exposition des travailleurs que les mesures environnementales car elles intègrent les différentes voies d'exposition possibles.

La forme chimique (Cr(III), Cr métal ou Cr(VI)) sous laquelle se trouve le chrome dans l'air ambiant influence son absorption et constitue donc un autre facteur susceptible d'affecter la relation entre les données de surveillance environnementale et les données de surveillance biologique. Les ouvriers attirés au meulage, sont principalement exposés à des dérivés insolubles de Cr(III) et présentent en général des niveaux de chrome urinaire relativement faibles en comparaison aux mesures environnementales (Lumens et coll., 1993). Les polisseurs sont pour leur part exposés surtout au Cr métal, qui de façon similaire aux dérivés du Cr(III), sont moins bien absorbés que les dérivés du Cr(VI) par la voie pulmonaire (Lumens et coll., 1993).

La taille et la solubilité des particules jouent également un rôle important. L'absorption diminue lorsque la grosseur des particules augmente et s'accroît lorsque la solubilité dans l'eau des composés du chrome augmente. Seules les particules plus petites peuvent atteindre les alvéoles où le chrome sera absorbé et distribué dans l'organisme avant d'être éliminé entre

autre dans l'urine. Les effets systémiques devraient donc être, en théorie, mieux corrélés avec les concentrations de chrome urinaire que les effets locaux au niveau de la peau ou des voies respiratoires (Lindberg et Vesterberg, 1983b).

L'élimination urinaire du chrome est triphasique et présente des temps de demi-vie de 7h, 15-30 jours et 3-5 ans. La concentration de chrome urinaire retrouvée dans un prélèvement effectué à la fin du dernier quart de travail de la semaine sera donc influencée à la fois par l'exposition de la journée et l'exposition à plus long terme (Truchon, 1999). Cet indicateur constitue donc une mesure intégrée de l'exposition sur plusieurs semaines ce qui peut présenter certains avantages comparativement à la surveillance environnementale, principalement lorsque les niveaux ambiants fluctuent beaucoup d'une journée à l'autre. Des caractéristiques anatomiques, physiologiques et biochimiques associées aux individus exposés peuvent cependant entraîner une variabilité parfois importante dans les données de surveillance biologique (Truchon et coll., 2003).

Tel que discuté précédemment, l'instabilité chimique du Cr(VI) ainsi que les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées (dosage du Cr total vs Cr(VI)) peuvent jouer un rôle important dans la relation retrouvée entre les données de surveillance environnementale et les données de surveillance biologique. En effet, la concentration de Cr(VI) peut varier en fonction de l'environnement de travail et peut représenter entre 30 et 73% de la valeur en chrome total (Cr(VI) + Cr(III) + Cr métal) suite à une réduction du Cr(VI) en Cr(III) ou encore dû à la présence d'opérations de meulage ou de polissage générant des poussières de chrome métallique ou de Cr(III) (Guillemin et Berode, 1978; Hery et coll., 1990).

Les écarts théoriques entre les résultats obtenus selon différentes approches méthodologiques sont loin d'être négligeables et peuvent expliquer certaines différences dans les résultats rapportés dans la littérature relativement à la relation existant entre les mesures de chrome dans l'air et les mesures de chrome urinaire. Ces considérations s'appliquent aux indices biologiques d'exposition (IBE) rapportés à la section 4.2.7 pour les études de Chen et coll (2002), qui ont échantillonné le chrome sur cassette pour poussières inhalables et de Lindberg et Vesterberg (1983b), qui ont échantillonné le chrome sur cassette conventionnelle. En effet, l'échantillonnage sur cassette pour poussières inhalables (ouverture 17 mm), donne des résultats de 1,5 à 2,2 fois plus élevé que les échantillonnages sur cassette conventionnelle (ouverture 4 mm), ce qui contribue sûrement à expliquer que ces auteurs proposent un indice biologique d'exposition inférieur à celui de Lindberg et Vesterberg (1983b).

Ainsi, selon les études de Chen et coll (2002) et de Lindberg et Vesterberg (1983b), le niveau de chrome urinaire attendu à la fin du dernier quart de travail de la semaine, pour une exposition de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , est de l'ordre de 200-300 nmol/mmol cr. Selon les données recensées dans cette étude, il apparaît cependant que cet IBE, tout comme la norme québécoise de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ne permet pas de prévenir l'apparition des différents effets sur la santé associés à l'exposition au Cr(VI) dans l'industrie de l'électrodéposition. Les données actuellement disponibles dans la littérature ne permettent pas de proposer un niveau d'exposition permettant de prévenir les effets sur la santé.

## 5.2 Nickel

Peu d'informations quantitatives sont disponibles relativement à la relation dose/effet concernant l'exposition au nickel dans le domaine de l'électrodéposition. Bien qu'il soit difficile d'identifier un seuil d'exposition à partir duquel se manifestent les premiers effets sur la santé, des cas d'asthme ont cependant été rapportés pour des niveaux d'exposition inférieurs à la norme québécoise (Bright et coll., 1997).

### 5.2.1 Portée et limites des données de surveillance environnementale

Contrairement au Cr(VI), les différents dérivés du nickel retrouvés dans le domaine de l'électrodéposition se présentent sous une forme chimique stable. Leur échantillonnage et leur analyse ne présentent pas de défi particulier. Des méthodes analytiques sont disponibles pour le dosage des différents dérivés du nickel; nickel soluble, nickel insoluble et nickel total. Dans le domaine de l'électrodéposition, ce sont principalement des dérivés solubles du nickel qui sont retrouvés. Les activités de meulage et de polissage des pièces peuvent cependant générer des poussières contenant des dérivés moins solubles du nickel. La stratégie utilisée doit tenir compte du profil d'exposition de chaque travailleur.

### 5.2.2 Portée et limites des données de surveillance biologique

Selon Lauwerijs et Hoet (2001), il existe une bonne relation entre les niveaux ambiants de nickel et ses concentrations biologiques. La mesure du nickel urinaire ou plasmatique peut donc être utilisée pour la surveillance biologique de l'exposition aux dérivés solubles du nickel rencontrés dans ce type d'industrie. Peu d'études sont disponibles relativement à la mesure du nickel plasmatique ce qui limite l'interprétation quantitative de ces données. Par contre, la littérature est plus abondante pour le nickel urinaire et il est possible de proposer des valeurs de référence auxquelles se comparer.

Quatre des études recensées dans le domaine de l'électrodéposition rapportent les droites de régression obtenues entre les mesures de nickel dans l'air et dans l'urine. Deux auteurs proposent des IBE de l'ordre de 100 nmol/mmol cr (Oliveira et coll., 2000; Tola et coll., 1979). Ces IBE correspondent à la moyenne des résultats de l'ensemble des prélèvements effectués à la fin de chaque quart de travail de la semaine, pour l'étude de Tola et coll. (1979) et à la fin d'un quart de travail (moment de la semaine non-spécifié), pour Oliveira et coll. (2000). White et Boran (1992) et Ghezzi et coll. (1989) proposent pour leur part des IBE de l'ordre 150 nmol/mmol cr pour un prélèvement à la fin du dernier quart de travail de la semaine. Le moment de prélèvement est important puisque le nickel a tendance à s'accumuler au cours de la semaine de travail (Tossavainen et coll., 1980), ce qui pourrait expliquer les valeurs plus élevées rapportées par White et Boran (1992) et Ghezzi et coll. (1989).

Selon les études citées plus-haut, le niveau de nickel urinaire attendu à la fin du dernier quart de travail de la semaine, pour une exposition à 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (dérivés solubles), serait de l'ordre de 150 nmol/mmol cr. L'élimination urinaire des dérivés solubles du nickel est biphasique avec des temps de demi-vie de 1 à 2 jours et de 1 à plusieurs mois. La concentration de nickel urinaire retrouvée dans un prélèvement effectué à la fin du dernier quart de travail de la

semaine sera donc influencée à la fois par l'exposition de la journée et l'exposition à plus long terme (Truchon, 1999). Cet indicateur constitue une mesure intégrée de l'exposition sur plusieurs semaines ce qui peut présenter certains avantages comparativement à la surveillance environnementale, principalement lorsque les niveaux ambiants fluctuent beaucoup d'une journée à l'autre. Des caractéristiques anatomiques, physiologiques et biochimiques associées aux individus exposés peuvent cependant entraîner une variabilité parfois importante dans les données de surveillance biologique (Truchon et coll., 2003). L'exposition par la voie gastro-intestinale peut contribuer de façon significative à l'exposition globale des travailleurs et ainsi modifier parfois la relation existant entre les niveaux ambiants et urinaires de nickel (Bavazzano et coll., 1994).

Puisque les données actuelles ne permettent pas d'établir un lien entre les concentrations biologiques de nickel et les effets à la santé, la mesure des indicateurs biologiques ne permet pas d'évaluer directement le risque à la santé et elle doit être utilisée uniquement afin de documenter l'exposition des travailleurs (Lauwerys et Hoet, 2001; Aitio, 1984).

## **6 CONCLUSION**

Les travailleurs des usines d'électrodéposition sont susceptibles d'être exposés à de nombreux contaminants, parmi ceux-ci, le nickel et le chrome, dont les niveaux d'exposition et les effets sur la santé ont été plus largement couverts par la littérature.

Plusieurs caractéristiques reliées à l'usine ou aux procédés utilisés peuvent influencer les niveaux d'exposition retrouvés. Parmi celles-ci mentionnons notamment l'efficacité des systèmes de captation à la source, le nombre de bains, leur dimension et le temps d'activité. Tout autre facteur constant, l'exposition est plus importante près des bains et diminue à mesure que l'on s'en éloigne. La ventilation à la source est un facteur très important dans le contrôle des expositions dans ces milieux. Lumens et coll. (1993) et Chen et coll. (2002) relèvent des différences significatives dans les niveaux d'exposition en fonction de la présence ou non et de l'efficacité des systèmes de captation à la source.

Compte tenu de l'instabilité chimique du Cr(VI), des problèmes techniques ou analytiques que cette situation engendre et de la nature des principaux effets associés à ce type d'exposition, il est difficile de mettre en évidence la relation existant d'une part entre l'exposition et les effets sur la santé et d'autre part, entre les niveaux de chrome dans l'air et les concentrations urinaires. Il est impératif de développer et d'implanter des outils fiables pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs au chrome dans ce domaine. En ce sens, la méthode actuellement en élaboration par le comité ISO (ISO/TC 146/SC 2/WG 2) semble une avenue prometteuse puisque cette dernière permettra d'obtenir des résultats plus représentatifs à l'égard de l'exposition des travailleurs au Cr(VI). En effet, en plus de tenir compte de la réduction possible du Cr(VI) en Cr(III), cette méthode propose l'utilisation d'échantillonneur pour poussières inhalables, lesquels captent plus efficacement les plus grosses particules susceptibles de se déposer au niveau du nez pour engendrer les problèmes d'ulcération et de perforation nasale.

La mesure du chrome intra-érythrocytaire ou intra-lymphocytaire constitue également une voie intéressante puisque ces mesures permettent d'évaluer spécifiquement l'exposition au Cr(VI), contrairement à la mesure du chrome urinaire qui reflète l'exposition à la totalité des différents dérivés du chrome pouvant être présents dans l'environnement de travail (Cr(III), Cr métal et Cr(VI)). La validation de ces approches pourra contribuer à une meilleure caractérisation de la relation dose/effet du chrome dans ce type d'industrie.

Le niveau de chrome urinaire attendu pour une exposition de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de l'ordre de 200-300 nmol/mmol cr. Cette valeur doit cependant être utilisée avec prudence compte tenu du peu de données disponibles et des problèmes techniques pouvant être rencontrés dans la détermination des niveaux ambiants de Cr(VI). Des effets sur la santé sont rapportés dans la littérature pour des niveaux d'exposition équivalents ou inférieurs à ces valeurs. Les limites actuelles associées aux différents outils disponibles pour la caractérisation des expositions au chrome expliquent, en partie seulement, la faible relation obtenue entre l'exposition et les effets. D'autres considérations, tels le contact cutané direct et l'exposition cumulative dans le temps peuvent également contribuer à l'apparition d'ulcération ou de perforation nasale malgré de faibles niveaux d'exposition.

Pour le chrome, les données de surveillance environnementale ne reflètent pas nécessairement de façon fidèle le risque d'ulcération ou de perforation nasale puisque les méthodes reconnues actuellement avec les cassettes conventionnelles, tendent à sous-estimer la concentration des plus grosses particules comparativement aux cassettes pour poussières inhalables. Selon les données de la littérature, les plus grosses particules pourraient jouer un rôle prépondérant dans l'apparition de ce type de lésion. Les données de surveillance biologique permettent pour leur part d'estimer la quantité de chrome ayant été absorbée par l'organisme, mais tout comme les données de surveillance environnementale elles ne reflètent possiblement pas de façon fidèle la quantité de particules plus grosses qui se déposent au niveau du nez.

Selon les données disponibles, le niveau de nickel urinaire attendu pour une exposition de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de l'ordre de 150 nmol/mmol cr. Cette valeur doit cependant être utilisée avec prudence compte tenu du peu de données disponibles. Peu d'informations quantitatives sont disponibles relativement à la relation dose/effet. Des cas d'asthme ont cependant été rapportés pour des niveaux d'exposition inférieurs à la norme québécoise (Bright et coll., 1997).

L'élimination à la source ou la diminution des niveaux d'exposition par diverses modifications au niveau de l'environnement ou des habitudes de travail demeure la solution à privilégier. La substitution du Cr(VI) par le Cr(III) pour le chromage mince a été suggéré par certains auteurs (Williams, 1996). L'optimisation de l'efficacité de l'électrodéposition en ajustant certains paramètres tels la température du bain et le courant électrique ainsi que l'utilisation de catalyseurs, d'agents anti-moussants, de couverts sur les bains et l'automatisation du procédé permettent de diminuer les concentrations de contaminants dans l'air (Kuo et coll., 1997b). Les niveaux d'exposition dépassent rarement les normes dans les usines dont les systèmes de captation à la source sont efficaces (Hery et coll., 1990). De plus, l'automatisation des procédés mis en place dans le but d'augmenter la productivité dans certaines usines s'est avérée très efficace pour réduire l'exposition des travailleurs puisque ces derniers séjournent moins longtemps près des bains (Hery et coll., 1990).

Afin de soutenir les milieux voulant se prendre en charge, la CSST, en collaboration avec l'association paritaire pour la santé et la sécurité – secteur fabrication de produits en métal et de produits électriques, ont récemment publié un guide sur les moyens de contrôle des contaminants de l'air pour le domaine de l'électrodéposition et de la galvanisation (CSST et coll., 2003).

Compte tenu de l'absence de valeurs de référence validées et du manque de connaissance relativement à la relation dose/réponse pour les différents métaux rencontrés dans le domaine de l'électrodéposition, les données de surveillance biologique doivent être interprétées avec prudence. Les surveillances biologique et environnementale doivent être utilisées de façon complémentaire afin de documenter adéquatement l'exposition des travailleurs tout en tenant compte des limitations associées à ces différents indicateurs à l'égard de leur représentativité en terme d'exposition et de risque sur la santé.

## **7 APPLICABILITÉ DES RÉSULTATS**

Les résultats de cette étude permettront aux intervenants québécois de disposer d'informations à jour concernant les surveillances environnementale et biologique et leur contexte d'application dans ce domaine. Ces données seront utilisées pour l'élaboration d'un guide de surveillance des travailleurs des usines d'électrodéposition.

## **8 RETOMBÉES ÉVENTUELLES**

Par le biais de cette activité, l'IRSST assume son rôle de référence québécois dans le domaine de l'évaluation des expositions professionnelles. Les données générées par cette étude mèneront à l'élaboration d'un guide de surveillance médicale des travailleurs des usines d'électrodéposition qui permettra, entre autres, de soutenir les médecins responsables en ce qui a trait à l'interprétation des données de surveillance biologique. Ces données seront également intégrées au Guide de surveillance biologique de l'IRSST. Les retombées auront des échos auprès des clientèles de l'IRSST et également au plan international par le biais d'une communication ou d'un article scientifique.

## **9 RÉFÉRENCES**

ACGIH, American Conference of Governmental Hygienists. Documentation of threshold limit values and biological exposure indices, 7<sup>th</sup> ed., ACGIH, Cincinnati, Ohio, 2003.

Aitio, A. Biological monitoring of occupational exposure to nickel. IARC Sci. Publ. 53 : 497, 1984.

Ashley, K., Howe, A.M., Demange, M. and Nygren, O. Sampling and analysis considerations for the determination of hexavalent chromium in workplace air. J. Environ. Monit. 5 : 707-716, 2003.

Barceloux, D.G. Chromium. Clin. Toxicol. 37 : 173-194, 1999a.

- Barceloux, D.G. Nickel. *Clin. Toxicol.* 37 : 239-258, 1999b.
- Bavazzano, P., Bolognesi, R., Cassinelli, C., Gori, R., Li Donni, V., Martellini, F., Oliva, G. and Riccucci, S. Skin contamination and low airborne nickel exposure of electroplaters. *Sci. Total Environ.* 155 : 83-86, 1994.
- Bernacki, E.J., Parsons, G.E., Roy, B.R., Mikac-Devic, M., Kennedy, C.D. and Sunderman Jr, F.W. Urine nickel concentrations in nickel-exposed workers. *Ann. Clin. Laboratory Sc.* 8: 184-189, 1978.
- BIT. Bureau international du travail. Le traitement de surface des métaux. Encyclopédie de sécurité et de santé au travail. 3<sup>ième</sup> éd., Genève, BIT, 2002, p82.42-82.49.
- Blair, A. Mortality among workers in the metal polishing and plating industry. *J. Occup. Med.* 22: 158-162, 1980.
- Blair, A. and Mason, J.J. Cancer mortality in Unites States counties with metal electroplating industries. *Arch. Environ. Hlth* 35: 92-94, 1980.
- Bonin, M.P., Flower, W.L., Renzi, R.F. and Peng, L.W. Size and concentration measurements of particles produced in commercial chromium plating processes. *J. Air Waste Manage. Assoc* 45: 902-907, 1995.
- Bright, P., Burge, P.S., O'Hickey, S.P., Gannon, P.F.G., Robertson, A.S. and Boran, A. Occupational asthma due to chrome and nickel electroplating. *Thorax* 52: 28-32, 1997.
- Brochard, P., Ameille, J., Brun, B., Gagnant, B. and Philbert, M. Cancer bronchique et chromage électrolytique. *Arch. Mal. Prof.* 44: 35-37, 1983.
- Chen, J-H., Guo, Y-L., Tsai, P-J. and Su, L-F. Use of inhalable Cr<sup>+6</sup> exposures to characterize urinary chromium concentrations in plating industry workers. *J. Occup. Hlth* 44: 46-52, 2002.
- Cohen, S.R., Davis, D. and Kramkowski, R.S. Clinical manifestations of chromic acid toxicity: nasal lesions in electroplate workers. *CUTIS* 13: 558-568, 1974.
- CSST, Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec, Association paritaire pour la santé et la sécurité – secteur fabrication de produits en métal et de produits électriques, Châteauneuf, H. Électrodéposition et galvanisation : guide des moyens de contrôle des contaminants de l'air. CSST, 2003, 49p.
- Demange, M., Gorner, P., Elcabache, J-M. And Wrobel, R. Field comparison of 37-mm closed cassettes and IOM samplers. *Appl. Occup. Environ. Hyg.* 17: 200-208, 2002.
- Foster, R.D., Howe, A.M., Cottrell, S.J. and Northage, C. An Investigation of the exposure of workers to hexavalent chromium in the air of plating works. HSL Report IR/L/IS/95/15, Health and Safety Laboratory (HSL), Sheffield, UK, 1996.

- Franchini, I., Magnani, F. and Mutti, A. Mortality experience among chromeplating workers. *Scand. J. Work Environ. Hlth* 9: 247-252, 1983.
- Fukamachi, K. The atomic absorption spectrophotometric determination of micro amounts of chromium(VI) by using solvent extraction of chromium (VI) with Zephiramin. *Jpn. Analyst* 23: 192-198, 1974.
- Ghezzi, I., Baldasseroni, A., Sesana, G., Boni, C., Cortona, G. and Alessio, L. Behaviour of urinary nickel in low-level occupational exposure. *Med. Lav.* 80: 244-250, 1989.
- Guillemin, M.P. and Berode, M. A study of the difference in chromium exposure in workers in two types of electroplating process. *Ann. Occup. Hyg.* 21 : 105-112, 1978.
- Guy, R.H., Hostynek, J.J., Hinz, R.S. and Lorence, C.R. Chromium. *Metals and the skin – Topical effects and systemis absorption*. Marcel Dekker Inc., New York, 1999, p 137-172.
- Hery, M., Hubert, G. et Limasset, J.C. Industrie de la galvanisation. Évaluation de l'exposition atmosphérique au chrome et au nickel. INRS, Cahiers de notes documentaires 139 : 303-311, 1990.
- Huang, Y-L., Chen, C-Y., Sheu, J-Y., Chuang, I-C., Pan, J-H. and Lin, T-H. Lipid peroxidation in workers exposed to hexavalent chromium. *J. Toxicol. Environ. Hlth, Part A* 56: 235-247, 1999.
- Kanerva, L., Kiilunen, M., Jolanki, R., Estlander, T. And Aitio, A. Hand dermatitis and allergic patch test reactions caused by nickel in electroplaters. *Contact Dermatitis* 36: 137-140, 1997.
- Kiilunen, M., Aitio, A. And Tossavainen, A. Occupational exposure to nickel salts in electrolytic plating. *Ann. Occup. Hyg.* 41: 189-200, 1997.
- Kim, M.J., Lec, J.D., Choi, H.S., Kim, D.I., Chung, T.S., Suh, J.H. and Roh, J.H. Computed tomography of the nose and paranasal sinuses in chromium intoxication. *Yonsei Med. J.* 30: 305-309, 1989.
- Kortenkamp, A. Problems in the biological monitoring of chromium(VI) exposed individuals. *Biomarkers* 2: 73-80, 1997.
- Kuo, H-W., Lai, J-S. and Lin, T-I., Liu, C-C. and Lai, C-H. Nasal septum lesions and blood chemistry abnormalities in electroplate factory workers in Taiwan. *Arch. Environ. Hlth* 51: 480, 1996.
- Kuo, H-W., Lai, J-S. and Lin, T-I. Concentration and size distribution of airborne hexavalent chromium in electroplating factories. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 58: 29-32, 1997a.

- Kuo, H-W., Lai, J-S. and Lin, T-I. Nasal septum lesions and lung function in workers exposed to chromic acid in electroplating factories. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 70: 272-276, 1997b.
- Kuo, H-W. And Wu, M-L. Effects of chromic acid exposure on immunological parameters among electroplating workers. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 75: 186-190, 2002.
- Lai, J.S., Kuo, H.W., Liao, F.C. and Lien, C.H. Sister chromatid exchange induced by chromium compounds in human lymphocytes. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 71: 550-553, 1998.
- Landgard, S. and Norseth, T. Chromium. *Handbook of the toxicology of metals*. Friberg, Nordberg, Vouk eds, Elsevier, Amsterdam, 1979.
- Landgard, S. One hundred years of chromium and cancer: a review of epidemiological evidence and selected case reports. *Am. J. Ind. Med.* 17: 189-205, 1990.
- Lauwerys, R. and Hoet, P. *Industrial chemical exposure – Guidelines for biological monitoring*. Lewis Publishers, New York, 2001, 638 p.
- Lin, S-C., Tai, C-C., Chan, C-C. and Wang, J-D. Nasal septum lesions caused by chromium exposure among chromium electroplating workers. *Am. J. Ind. Med.* 26: 221-228, 1994.
- Lindberg, E. and Hedenstierna, G. Chrome plating: symptoms, findings in the upper airways, and effects on lung function. *Arch. Environ. Hlth* 38: 367-374, 1983.
- Lindberg, E. and Vesterberg, O. Urinary excretion of proteins in chrome-platers, exchromeplaters and referents. *Scand. J. Work Environ. Hlth* 9: 505-510, 1983a.
- Lindberg, E. and Vesterberg, O. Monitoring exposure to chromic acid in chromeplating by measuring chromium in urine. *Scand. J. Work Environ. Hlth* 9: 333-340, 1983b.
- Lindberg, E., Ekholm, U. and Ulfvarson, U. Extent and conditions of exposure in the Swedish chrome plating industry. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 56: 197-205, 1985.
- Liu, C-S., Kuo, H-W., Lai, J-S. And Lin, T-I. Urinary N-acetyl-B-glucosaminidase as an indicator of renal dysfunction in electroplating workers. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 71: 348-352, 1998.
- Lukanova, A., Toniolo, P., Zhitkovich, A., Nikolova, V., Panev, T., Popov, T., Taioli, E. and Costa, M. Occupational exposure to Cr(VI): comparison between chromium levels in lymphocytes, erythrocytes, and urine. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 69: 39-44, 1996.
- Lumens, M.E.G.L., Ulenbelt, P., Géron, H.M.A. and Herber, R. Hygienic behaviour in chromium plating industries. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 64: 509-514, 1993.

- Lurie, P. and Wolfe, S.M. Continuing exposure to hexavalent chromium, a known lung carcinogen: an analysis of OSHA compliance inspections, 1990-2000. *Am. J. Ind. Med.* 42: 378-383, 2002.
- Mahieu, J.C., Oury, B. et Boulet, A. Caractéristiques de l'émission d'aérosols des bains de nickelage. *Cah. Notes Doc.* 139 : 313-322, 1990.
- Malo, J-L., Cartier, A., Doepner, M., Nieboer, E., Evans, S. And Dolovich, J. Occupational asthma caused by nickel sulfate. *J. Allergy Clin. Immunol.* 69: 55-59, 1982.
- Miksche, L.W. and Lewalter, J. Health surveillance and biological effect monitoring for chromium-exposed workers. *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 26: S94-S99, 1997.
- Mutti, A., Minoia, C., Pedroni, C., Arfini, G., Micoli, G., Cavalleri, A. and Franchini, I. Urinary chromium as an estimator of exposure to different types of hexavalent chromium-containing aerosols. Chap. XXVII, *Environmental Inorganic Chemistry*, VCH Publishers, 1985, p 463-472.
- Nagaya, T., Ishikawa, N., Hata, H., Takahashi, A., Yoshida, I. And Okamoto, Y. Early effects of occupational exposure to low-level hexavalent chromium. *Arch. Toxicol.* 68: 322-324, 1994.
- Nielsen, N.H., Menné, T., Kristiansen, J., Christensen, J.M., Borg, L. and Poulsen, I.K. *Br. J. Dermatol.* 141: 676-682, 1999.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health Administration, NIOSH technical report. Control technology assessment: metal plating and cleaning operations. Cincinnati, DEHS (NIOSH), 1984, no 85-102, 106p.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health Administration, Method 7604, Chromium hexavalent, Manual of analytical methods, ed. M.E. Cassinelli and P.F. O'Connor, NIOSH, Cincinnati, OH, 4<sup>th</sup> ed., 1994a.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health Administration, Method 7600, Chromium hexavalent, Manual of analytical methods, ed. M.E. Cassinelli and P.F. O'Connor, NIOSH, Cincinnati, OH, 4<sup>th</sup> edn., 1994b.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health Administration, Method 7024, Chromium and compounds, as Cr, Manual of analytical methods, ed. M.E. Cassinelli and P.F. O'Connor, NIOSH, Cincinnati, OH, 4<sup>th</sup> edn., 1994c.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health Administration, Method 7300, Elements by ICP, Manual of analytical methods, ed. M.E. Cassinelli and P.F. O'Connor, NIOSH, Cincinnati, OH, 4<sup>th</sup> edn., 1994d.
- Oliveira, J.P., Pereira Bastos de Siqueira, M.E. and Sergio da Silva, C. Urinary nickel as bioindicator of worker's Ni exposure in a galvanizing plant in Brazil. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth* 73: 65-68, 2000.

- OSHA, Occupational Safety and Health Administration. Method ID-103, Hexavalent chromium, US Dept. of labor/OSHA, Salt Lake City, UT, 1990 (revised).
- OSHA, Occupational Safety and Health Administration. Method ID-215, Hexavalent chromium in workplace atmospheres, US Dept. of labor/OSHA, Salt Lake City, UT, 1998.
- OSHA, Occupational Safety and Health Administration. Method ID-121, Metal and metalloid particulates in workplace atmospheres (atomic absorption), US Dept. of labor/OSHA, Salt Lake City, UT, 2002a.
- OSHA, Occupational Safety and Health Administration. Method ID-125G, Metal and metalloid particulates in workplace atmospheres (ICP analysis), US Dept. of labor/OSHA, Salt Lake City, UT, 2002b.
- Pedersen, R.S. and Morch, P.T. Chromic acid poisoning treated with acute hemodialysis. *Nephron* 22: 592-595, 1978.
- Rinehart, W.E. and Gad, S.C. Current concepts in occupational health: metals – chromium. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 47: 696-699, 1986.
- Rondia, D. and Closset, J. Production d'aérosols dans quelques procédés industriels en cuve. *Pollution atmosphérique* 98 : 118-122, 1983.
- Sallie, B.A., Ross, D.J. and Meredith, S.K. Sword '93 surveillance of work related and occupational respiratory disease in the UK. *Occup. Med.* 44: 177-182, 1994.
- Sanz, P., Moline, J.L., Sole, D. and Corbella, J. Nasal septum perforation in chromate-producing industry in Spain. *J. Occup. Med.* 31: 1013-1014, 1989.
- Sarto, F., Cominato, I., Bianchi, V. and Levis, A.G. Increased incidence of chromosomal aberrations and sister chromatid exchanges in workers exposed to chromic acid (CrO<sub>3</sub>) in electroplating factories. *Carcinogenesis* 3: 1011-1016, 1982.
- Silva, C.S., Oliveira, J.P. and Grasel, S.S. Medical, biological and workplace environmental monitoring of hexavalent chromium and acid mists. Affiche présentée à *International Congress on Occupational Health*, Stockholm, Suède, septembre, 1996.
- Silverstein, M., Mirer, F., Kotelchuck, D., Silvertstein, B. And Bennet, M. Mortality among workers in a die casting and electroplating plant. *Scand. J. Work Environ. Hlth* 7(suppl 4): 156-165, 1981.
- Tola, S., Kilpio, J. and Virtamo, M. Urinary and plasma concentrations of nickel in a electroplating shop. *J Occup. Med.* 21: 184-188, 1979.
- Tossavainen, A., Nurminen, M., Mutanen, P and Tola, S. Application of mathematical modeling for assessing the biological half-times of chromium and nickel in field studies. *Br. J. Ind. Med.* 37:285-291, 1980.

- Truchon, G. Guide de surveillance biologique – Prélèvement et interprétation des résultats. 5e édition, IRSST, 1999.
- Truchon, G., Tardif, R., Droz, P.O., Charest-Tardif, G., Pierrehumbert, G. et Drolet, D. Quantification de la variabilité biologique à l'aide de la modélisation – Élaboration d'un guide de stratégie pour la surveillance biologique de l'exposition. Études et recherches, Rapport R-337, Montréal, IRSST, 2003.
- Vaglenov, A., Nosko, M., Georgieva, R., Carbonell, E., Creus, A. and Marcos, R. Genotoxicity and radioresistance in electroplating workers exposed to chromium. *Mutation Res.* 446: 23-34, 1999.
- Verma, D.K. and Shaw, D.S. An evaluation of airborne nickel, zinc, and lead exposure at hot dip galvanizing plants. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 52: 511-515, 1991.
- Verschoor, M.A., Bragt, P.C., Herber, R.F.M., Zielhuis, R.L. and Zwennis, C.M. Renal function of chrome-plating workers and welders. *Int. Arch. Environ. Hlth* 60: 67-70, 1988.
- White, M.A. and Boran, A.M. Urinary excretion of nickel in nickel-chromium electroplaters. Chap. 7. *Nickel and human health: Current perspectives*, E. Nieboer and J.O. Nriagu, John Wiley and sons, Inc, 1992, p89-96.
- WHO, World Health Organization, Environmental Health Criteria 61: chromium. WHO, Geneva, 1988.
- Williams, N. A survey of respiratory and dermatological disease in the chrome plating industry in the West Midland, UK. *Occup. Med.* 46: 432-434, 1996.
- Williams, N. What are the causes of a perforated nasal septum. *Occup. Med.* 50: 135-136, 2000.

## **ANNEXE 1**

Direction des opérations, IRSST  
Statistiques environnementales pour le chrome VI  
Norme : 0,050 mg/m<sup>3</sup>

Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées (mg/m<sup>3</sup>) pour les années 1995 à 2002

Année	[ ND ]	%	[0-0,025]	%	[0,026-0,05]	%	[0,051-0,10]	%	[0,11-0,50]	%	[> 0,50]	%	Total
1995	119	57	76	36	4	2	4	2	4	2	3	1	210
1996	86	51	66	39	5	3	4	2	2	1	5	3	168
1997	42	31	70	51	7	5	4	3	10	7	3	2	136
1998	25	15	133	80	3	2	2	1	3	2	0	0	166
1999	11	5	193	81	3	1	14	6	12	5	5	2	238
2000	5	5	85	79	6	6	6	6	3	3	2	2	107
2001	10	7	111	78	7	5	10	7	4	3	0	0	142
2002	11	7	103	63	11	7	19	12	9	5	11	7	164
	====		====		====		====		====		====		====
Total	309		837		46		63		47		29		1331

Direction des opérations, IRSST  
Statistiques environnementales pour le chrome total  
Norme : 0,5 mg/m<sup>3</sup>

Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées  
(mg/m<sup>3</sup>) pour les années 1995 à 2002

Année	[ ND ]	%	[0-0,025]	%	[0,026-0,05]	%	[0,051-0,10]	%	[0,11-0,50]	%	[> 0,50]	%	Total
1995	376	71	28	5	31	6	41	8	35	7	18	3	529
1996	532	65	16	2	43	5	67	8	100	12	62	8	820
1997	419	77	15	3	28	5	29	5	40	7	15	3	546
1998	206	67	6	2	19	6	23	7	33	11	21	7	308
1999	335	59	17	3	45	8	54	10	92	16	21	4	564
2000	242	68	17	5	15	4	28	8	26	7	30	8	358
2001	173	50	13	4	26	8	42	12	53	15	36	10	343
2002	247	65	17	4	18	5	38	10	38	10	22	6	380
	=====		=====		=====		=====		=====		=====		=====
Total	2530		129		225		322		417		225		3848

## ANNEXE 2

Direction des laboratoires, IRSST  
Statistiques d'analyses toxicologiques - Chrome urinaire

**Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées (nmol/mmol cr) pour les années 1995 à 2002**

Année	[0 - 4]	%	[5 - 30]	%	[31 - 60]	%	[> 61]	%	Total
1995	30	30	65	64	6	6	0	0	101
1996	50	51	42	43	6	6	0	0	98
1997	55	56	41	42	1	1	1	1	98
1998	64	59	44	40	0	0	1	1	109
1999	70	70	27	27	3	3	0	0	100
2000	43	54	35	44	2	3	0	0	80
2001	32	42	35	45	9	12	1	1	77
2002	27	55	18	37	2	4	2	4	49
Total	371		307		29		5		712

## **ANNEXE 3**

Direction des opérations, IRSST  
Statistiques environnementales pour le nickel total  
Code : NI  
Norme : 1 mg/m<sup>3</sup>

Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées  
(mg/m<sup>3</sup>) pour les années 1995 à 2002

Année	[ ND ]	%	[ 0 - 0,25 ]	%	[ 0,26 - 0,50 ]	%	[ 0,51 - 0,75 ]	%	[ 0,76 - 1,00 ]	%	[ > 1,00 ]	%	Total
1995	305	75	79	19	3	1	2	0	4	1	14	3	407
1996	473	63	182	24	21	3	12	2	10	1	52	7	750
1997	413	73	130	23	7	1	3	1	3	1	8	1	564
1998	377	67	168	30	6	1	1	0	0	0	9	2	561
1999	232	46	239	47	12	2	5	1	5	1	14	3	507
2000	189	56	128	38	2	1	3	1	1	0	13	4	336
2001	184	50	137	37	16	4	2	1	1	0	28	8	368
2002	130	56	92	39	7	3	2	1	2	1	1	0	234
	====		====		====		====		====		====		====
Total	2303		1155		74		30		26		139		3727

Direction des opérations, IRSST  
Statistiques environnementales pour le nickel (composés solubles)  
Code : NIS  
Norme : 0,100 mg/m<sup>3</sup>

Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées  
(mg/m<sup>3</sup>) pour les années 1995 à 2002

Année	[ ND ]	%	[0 - 0,05]	%	[0,06 - 0,10]	%	[0,11 - 0,20]	%	[0,21 - 0,50]	%	[> 0,51]	%	Total
1995	11	79	1	7	2	14	0	0	0	0	0	0	14
1996	9	82	2	18	0	0	0	0	0	0	0	0	11
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1998	8	62	4	31	1	8	0	0	0	0	0	0	13
1999	13	93	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	14
2000	11	79	3	21	0	0	0	0	0	0	0	0	14
2001	2	40	3	60	0	0	0	0	0	0	0	0	5
2002	13	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
	====		====		====		====		====		====		====
Total	67		13		3		1		0		0		84

## ANNEXE 4

Direction des laboratoires, IRSST  
Statistiques d'analyses toxicologiques - Nickel urinaire

**Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages  
de concentrations identifiées (nmol/mmol cr) pour les années 1995 à 2002**

Année	[0 - 4]	%	[5 - 30]	%	[31 - 60]	%	[> 61]	%	Total
1995	1	11	8	89	0	0	0	0	9
1996	0	0	7	100	0	0	0	0	7
1997	0	0	2	50	1	25	1	25	4
1998	2	20	8	80	0	0	0	0	10
1999	4	7	34	61	12	21	6	11	56
2000	0	0	36	65	14	25	5	9	55
2001	1	2	21	44	8	17	18	38	48
2002	1	11	7	78	1	11	0	0	9
Total	9		123		36		30		198

## ANNEXE 5

Direction des opérations, IRSST  
Statistiques environnementales pour le zinc

Code : ZN

Norme : 5 mg/m<sup>3</sup>

Nombre d'échantillons et pourcentage des résultats se situant entre les plages de concentrations identifiées  
(mg/m<sup>3</sup>) pour les années 1995 à 2002

Année	[ ND ]	%	[0 - 0,25]	%	[0,26 - 0,50]	%	[0,51 - 0,75]	%	[0,76 - 1,00]	%	[> 1,00]	%	Total
1995	117	25	247	52	32	7	9	2	5	1	64	14	474
1996	54	11	360	70	17	3	11	2	8	2	62	12	512
1997	31	11	179	63	22	8	16	6	7	2	28	10	283
1998	63	16	287	73	8	2	4	1	2	1	28	7	392
1999	39	14	148	53	36	13	23	8	11	4	23	8	280
2000	43	17	125	50	22	9	9	4	2	1	50	20	251
2001	36	18	87	44	18	9	9	5	7	4	42	21	199
2002	8	5	85	53	10	6	11	7	15	9	30	19	159
	====		====		====		====		====		====		====
Total	391		1518		165		92		57		327		2550